

VU Research Portal

Microverontreinigingen in lepelaarkuikens uit het Zwanenmeer

van Hattum, A.G.M.; Swart, K.; van der Horst, A.

1998

[Link to publication in VU Research Portal](#)

citation for published version (APA)

van Hattum, A. G. M., Swart, K., & van der Horst, A. (1998). *Microverontreinigingen in lepelaarkuikens uit het Zwanenmeer*. (IVM Report; No. R-98/06). VU/Boekhandel.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

E-mail address:

vuresearchportal.ub@vu.nl

Instituut voor Milieuvraagstukken / *Institute for Environmental Studies*

Microverontreinigingen in Iepelaarkuikens uit het Zwanenwater

B. van Hattum, K. Swart en B. van der Horst

R98/06

Juli 1998

vrije Universiteit *amsterdam*



**Onderzoek uitgevoerd in opdracht van Vogelbescherming Nederland
(97-B520/TdB, d.d. 18-8-1997) met subsidie van het Ministerie van Landbouw
Natuurbeheer en Visserij in het kader van de uitvoering van het
Soortbeschermingsplan Lepelaar.**

IVM

Instituut voor Milieuvraagstukken
Vrije Universiteit
De Boelelaan 1115
1081 HV Amsterdam
Tel. 020-4449 555
Fax. 020-4449 553
E-mail: secr@ivm.vu.nl

Deze publicatie kan besteld worden bij:

V.U. Boekhandel/Uitgeverij
De Boelelaan 1105
1081 HV Amsterdam
Tel. +31 - 20 - 444 9410
Fax +31 - 20 - 646 2719

ISBN: 90 - 5383 6209

Copyright © 1998, Instituut voor Milieuvraagstukken en Vogelbescherming NL

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de houders van het auteursrecht.

Inhoud

Voorwoord	iii
Samenvatting	v
1. Inleiding	1
2. Methoden	3
3. Resultaten en discussie	7
3.1 Microverontreinigingen in kuikens uit de Zwanenwaterkolonie (1995)	7
3.2 Vergelijking met historische gegevens uit de periode 1965-1975	12
3.3 Vergelijking met gegevens uit studies aan andere vogelsoorten	13
3.4 Vergelijking met risiconiveaus	17
3.5 Bestrijdingsmiddelen in het Noord-Hollandse bloembollengebied	19
3.6 Slotopmerkingen	20
4. Conclusies en aanbevelingen	23
5. Referenties	25
Bijlagen	33

Voorwoord

In dit rapport zijn de resultaten beschreven van een verkennende studie naar het voorkomen van microverontreinigingen in lepelaarkuikens uit het Zwanewater. Het onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van Vogelbescherming Nederland (brief, kenmerk 97-B520/TdB, d.d. 18-8-1997) in het kader van de uitvoering van het Soortbeschermingsplan Lepelaar van het Ministerie van Landbouw Natuurbeheer en Visserij. Vanuit Vogelbescherming Nederland werd het project begeleid door Ir. T. den Boer, Mevr. H. Schutte, en voorafgaand aan de opdrachtverlening door Ir. H. Hollander. Binnen het IVM werd het project gecoördineerd door Dr B. van Hattum.

De kuikens werden in juni 1995 dood aangetroffen in het veld, na predatie-activiteit van vossen, die door de lage waterstand de nesten hadden kunnen bereiken. De vogels zijn verzameld met medewerking van W. Klomp, O. Overdijk (Vereniging Natuurmonumenten) en H. Horn (Staatsbosbeheer). De bouten zijn bewaard door H. Hoogeveen, preparateur te Voorthuizen. Door bemiddeling van Ir. B. Voslamber (Stichting SOVON) kon beschikt worden over historische meetgegevens uit de periode 1967-1970. Commentaar op een concept-versie van dit rapport is gegeven door O. Overdijk (Natuurmonumenten), Dr. J. Hendriks en Dr. P. den Besten (RIZA) en Drs. T. Boudewijn (Bureau Waardenburg BV). De onderzoekers danken alle betrokkenen voor de bereidwillige medewerking bij dit projekt.

Samenvatting

De broedkolonies van de lepelaar (*Platalea leucorodia*) behoren tot de meest noordelijke in het verspreidingsgebied van de soort. Sinds het begin van de zestiger jaren heeft de soort sterk onder druk gestaan, met een dramatisch dieptepunt van minder dan 200 broedparen eind jaren zestig. Naast verstoring, habitatverlies, beschikbaarheid van voedsel, werd deze achteruitgang toegeschreven aan effecten van gechloreerde bestrijdingsmiddelen. Op dit moment heeft de soort zich aanmerkelijk hersteld tot ca. 1100 broedparen verspreid over 11 kolonies in 1997. Over de blootstelling van de lepelaar aan microverontreinigingen, en het relatieve belang van mogelijke ecotoxicologische risico's ten opzichte van andere stressfactoren zijn geen actuele Nederlandse onderzoeksgegevens beschikbaar.

In opdracht van Vogelbescherming Nederland is, binnen het kader van het soortbeschermingsplan, een eerste voorlopige inventariserende studie uitgevoerd aan de hand van een tiental in juni 1995 verzamelde kuikens uit de broedkolonie van het Zwanewater. In de levers van deze 10 - 20 dagen oude kuikens, die het slachtoffer waren van predatie-activiteit van vossen, werden zware metalen (Hg, Cd en Pb), polychloorbiphenylen (PCB's) en gechloreerde bestrijdingsmiddelen en omzettingsprodukten geanalyseerd met behulp van AAS, GC-ECD en GC-MS.

Cadmium en Lood werden in het algemeen nauwelijks teruggevonden in de kuikens. Daarentegen werden in vrijwel alle kuikens duidelijk verhoogde Kwik (Hg) gehalten aangetroffen, oplopend tot 5 - 7 mg/kg drooggewicht. Totaal organochloorgehalten liepen uiteen van 0.1 - 1.6 mg/kg op versgewichtsbasis (1 - 37 mg/kg op vetgewichtsbasis). Binnen deze groep van verbindingen waren de PCB's in vrijwel alle gevallen dominant, gevolgd door p,p'-DDE, dieldrin, cis-heptachloorepoxide, penta- en hexachloorbenzeen. De overige bestrijdingsmiddelen werden niet waargenomen in concentraties boven de detectiegrens (o.a. HCH's, endrin, heptachloor, octachloorstyreen en o,p'-gesubstitueerde DDT analogen). In een aantal monsters werden relatief hoge p,p'-DDE en dieldrin gehalten gevonden in verhouding tot PCB 153, hetgeen mogelijk duidt op opname in de overwinteringsgebieden.

De aanwezigheid van de meest toxische PCB congenen (non- en mono-ortho gesubstitueerde PCBs) werd onderzocht in een drietal kuikens. Absolute concentraties (versgewichtsbasis) van deze verbindingen bedroegen 38 - 58 µg/kg voor het totaal van de mono-ortho gesubstitueerde PCBs en 0.3 - 0.8 µg/kg voor het totaal van de non-ortho gesubstitueerde PCBs. Uitgedrukt als dioxine equivalente hoeveelheden (berekend met in 1997 door de WHO vastgestelde TEF waarden) bedroegen de concentraties (TCDD-EQ) 29 - 64 ng/kg op versgewichtsbasis (740 - 2100 ng/kg op vetgewichtsbasis). De non-ortho PCBs hadden veruit de grootste bijdrage (94-96%) aan de TCDD-EQ, met name PCB-126 (88 - 91%) en PCB-77 (3 - 5%).

De kuikens vertoonden een aanzienlijke variatie in lichaamsgewicht (26 - 381 g). Voor vrijwel alle aangetoonde verbindingen (Hg, standaard PCB's, coplanaire PCB's, p,p'-DDE, dieldrin, cis-heptachloorepoxide, chloorbenzenen) werden de hoogste gehalten

gevonden in de jongste kuikens (< 100 g lichaamsgewicht). Deze relatie met het lichaamsgewicht, wijst op het belang van maternale overdracht van microverontreinigingen, tijdens de aanmaak van de eieren. In een aantal gevallen is er mogelijk sprake een aanzienlijke *in-ovo* belasting tijdens de embryonale stadia.

De PCB levergehalten in de grotere lepelaarkuikens liggen ongeveer op het niveau van gehalten gevonden in levers van aalscholverkuikens uit het Brede Water, in levers van juveniele bonte strandlopers en kanoetstrandlopers uit de Waddenzee, en in eieren van blauwe reigers en kwak uit de Donau Delta. Hogere PCB gehalten zijn gerapporteerd voor aalscholverkuikens uit verontreinigde kolonies (Biesbosch) en voor eieren van verschillende soorten (o.a. visdief, aalscholver, kokmeeuw) in Nederlandse en buitenlandse studies. De Hg gehalten liggen op het niveau van in andere Nederlandse studies waargenomen gehalten en zijn beduidend lager dan bijvoorbeeld waarnemingen aan soorten uit het Middellandse Zee gebied. De huidige niveaus aan PCB's en gechloreerde bestrijdingsmiddelen lijken gedaald ten opzichte van waarnemingen aan lepelaareieren uit de periode 1965-1975. De huidige Hg gehalten zijn vergelijkbaar met of hoger dan de in het verleden waargenomen gehalten. Voor een goede vergelijking met historisch materiaal zijn analyses van niet uitgekomen eieren noodzakelijk.

De vertaling naar mogelijke risico's wordt bemoeilijkt door het feit, dat er tussen soorten grote verschillen bestaan in toxicokinetiek, biotransformatiecapaciteit en gevoeligheid, en dat soortspecifieke informatie met betrekking tot de lepelaar vrijwel ontbreekt. De Hg gehalten in de lepelaarkuikens liggen onder effectniveaus gerapporteerd voor een meer gevoelige soorten (5 mg/kg wet weight). Gezien de mogelijk hoge gehalten in eieren, kan niet uitgesloten worden, dat de embryonale belasting van lepelaarkuikens mogelijk wel dit effectniveau voor gevoelige soorten benadert. De PCB gehalten in de lepelaarkuikens lagen onder het niveau, waarvoor bij zeer gevoelige soorten effecten op broedsucces en ontwikkeling van het embryo zijn beschreven (1 - 25 mg/kg versgewicht). De concentraties van de vlakke PCBs (uitgedrukt als TCDD-EQ) lagen op het niveau, waarbij embryo-mortaliteit is waargenomen bij de meest gevoelige soort (20 - 50 ng/kg versgewicht, ei), maar onder de effectniveau's voor van minder gevoelige soorten (150 - 7000 ng/kg, versgewicht, ei). De p,p'-DDE en dieldrin gehalten lagen onder de niveaus waarbij in het veld effecten zijn waargenomen; de dieldrin gehalten lagen rond een voor de Noord-Amerikaanse bald eagle afgeleide NOEC waarde van 0.1 mg/kg (versgewicht, ei).

Samenvattend liggen de gehalten in de oudere kuikens in meeste gevallen onder in de literatuur genoemde risicogrenzen. Echter de marge is in een aantal gevallen gering, met name voor de jongste levensstadia. Zonder verdere soortspecifieke informatie over gevoeligheid van de lepelaar kunnen in dit stadium geen definitieve conclusies getrokken kunnen worden over het relatief belang van aan verontreiniging gerelateerde effecten. Op grond hiervan werden een aantal aanbevelingen geformuleerd voor aanvullend onderzoek, zoals de blootstelling in eieren en adulte vogels, monitoring van broedsucces en eishaaldikte, broedexperimenten en gebiedsgericht onderzoek naar het voorkomen van specifieke bestrijdingsmiddelen in prooiorganismen en lepelaars.

1. Inleiding

De broedkolonies van de lepelaar (*Platalea leucorodia*) behoren tot de meest noordelijke in het verspreidingsgebied van de soort. Sinds het begin van de jaren zestig heeft de soort sterk onder druk gestaan onder invloed van verstoring, habitatverlies, en achteruitgang van milieukwaliteit en voedselaanbod. Met name in de tweede helft van de jaren zestig bereikte de omvang van de populatie in Nederland een dramatisch dieptepunt met minder dan 200 exemplaren, vooral toegeschreven aan het intensieve gebruik van bestrijdingsmiddelen in de jaren zestig (Ommering en Walter, 1994). Mede onder invloed van de activiteiten van natuur-, landschaps- en waterbeheerders, vogelbeschermingsorganisaties en maatregelen in het kader van het soortbeschermingsplan is de status van de soort in Nederland sterk verbeterd tot ca. 1100 broedparen verspreid over 11 kolonies in 1997 (Den Boer, 1997). Door de gevoeligheid van de soort voor verstoring en de beschikbaarheid van prooi-soorten, zoals stekelbaars, kleine witvis en kreeftachtigen (Wintermans en Wymenga, 1996), wordt de lepelaar gezien als een gevoelige graadmeter voor natuurontwikkeling en waterbeheer.

Over de blootstelling van de lepelaar aan microverontreinigingen zijn geen actuele Nederlandse onderzoeksgegevens beschikbaar (Denneman, 1993). Voor in de Waddenzee foeragerende vogels valt een zekere mate van voedselketenoverdracht van persistente bioaccumulatieve stoffen te verwachten, zoals PCB's, Hg of persistente gechloreerde bestrijdingsmiddelen, vergelijkbaar als waargenomen voor kleine steltlopers (De Goede, 1985; De Voogt en Klamer, 1984) en de scholekster (Boon and Eygenraam, 1988; Stronkhorst *et al.*, 1993). Het gaat hier met name om persistente verbindingen, waarvan het gebruik sinds de jaren zeventig in het algemeen sterk is afgenomen. In gebieden met een ook nu nog intensief gebruik van bestrijdingsmiddelen, zoals het Noord-Hollandse bloembollengebied (Epema *et al.*, 1996), spelen mogelijk risico's van deze verbindingen (Denneman, 1990), die in het algemeen minder persistent en bioaccumulatief zijn dan de klassieke "eerste generatie" gechloreerde bestrijdingsmiddelen.

Daarnaast kan blootstelling optreden in de overwinteringsgebieden in Afrika (Mauretanië) en mogelijk ook op de pleisterplaatsen, die tijdens de trek worden aangedaan. Alhoewel harde informatie op dit punt ontbreekt, wordt aangenomen dat een aantal van de klassieke gechloreerde verbindingen, die in Europa al vele jaren sterk zijn gereguleerd of verboden, zoals b.v. dieldrin, DDT en endosulfan, nog gedurende lange tijd in tropische gebieden zijn toegepast.

Ook met betrekking tot de relatieve gevoeligheid van de soort, en de mate waarin effecten optreden, zijn geen empirische gegevens beschikbaar. Hierbij valt te denken aan effecten op broedsucces, resp. op hormonale of fysiologische functies, zoals onder meer geconstateerd bij soorten met broedkolonies in sterk door Rijn-Maas beïnvloede gebieden, zoals de aalscholver (Dirksen *et al.*, 1995; Van den berg *et al.*, 1993; Van Hattum *et al.*, 1996) of de visdief (Bosveld, 1995; Murk, 1997).

In het kader van het soortbeschermingsplan is mede tegen deze achtergrond, door Vogelbescherming Nederland gekozen voor een eerste voorlopige inventariserende

studie, aan de hand van in juni 1995 verzamelde kuikens in de broedkolonie van het Zwanenwater. Deze dieren werden dood aangetroffen in het veld, nadat vossen door de lage waterstand de nestplaatsen hadden weten te bereiken. In het onderhavige verslag een korte rapportage van de in deze monsters aangetroffen microverontreinigingen (PCB's, gechloreerde bestrijdingsmiddelen en omzettingproducten, Cd, Pb en Hg).

2. Methoden

Tijdens het broedseizoen van 1995 werden in de maand juni in de nabijheid van de nestplaatsen in de lepelaarskolonie van het Zwanewater een groot aantal dode kuikens aangetroffen door medewerkers van de terreinbeheerder, de Vereniging Natuurmonumenten. Deze kuikens waren het slachtoffer van predatie-activiteit van vossen, die door de lage waterstand de nesten hadden weten te bereiken. De leeftijd van de kuikens werd geschat op ruwweg 10 - 20 dagen (O. Overdijk, pers. mededeling). De dode kuikens werden, direkt na verzamelen ingevroren en na verloop van tijd overgebracht naar een preparateur (H. Hoogeveen te Voorthuizen). Na verwijdering van de huid en de kop, werden de bouten bewaard bij -20 °C en in september 1997 naar het laboratorium overgebracht.

Prepareren, monstervoorbehandeling

Na ontdooien werd sectie verricht en werden levers en resterende delen van de borstspieren vrij geprepareerd. Gewichten werden geregistreerd van organen, het verzamelde spiermateriaal en de gehele bout. Het lichaamsgewicht van de kuikenbouten liep sterk uiteen, van 26 - 385 gram (zie Tabel A.1 in de Bijlagen). Met name bij de jongste kuikens was het gewicht van de lever gering (1-4 gram) en moesten speciale maatregelen genomen worden om aan deze geringe hoeveelheden toch nog chemische analyses te kunnen verrichten. De levers werden na ontdooien gescheiden in submonsters voor zware metaalbepalingen en drooggewicht (0.4 - 2 gram), standaard PCBs en OCBs en vetgewicht (0.6 - 1.2 g) en voor non- en mono-ortho gesubstitueerde PCBs (6 - 8 g). De voor de zware metalen analyses bestemde monsters werden na vriesdrogen gehomogeniseerd in een agaten mortier. Monsters bestemd voor de analyse van standaard PCB's en OCB's werden gedroogd met natriumsulfaat en in een keramische mortier gehomogeniseerd.

Analyse van zware metalen

Submonsters van ca. 100 mg van de poedervormige homogenaten alsmede procedurele blanco's en controle monsters werden gedestruueerd met 2 ml geconcentreerd salpeterzuur (Ultrex-II 70.5%; Baker) in Teflon TM drukvaten in een Microwave oven (Beun de Ronde, MDS 2000). De verdunde (20 ml) destruataten werden geanalyseerd met Atomaire Absorptie Spectrometrie (AAS). Voor Cd en Pb werd gebruik gemaakt van Grafietoven AAS met Zeeman-achtergrondcorrectie (Perkin Elmer Z3030 / HGA 600 / AS 60) met platformoventjes en matrixmodifier, zoals beschreven in Van Hattum *et al.* (1996). Voor Hg werd gebruik gemaakt van Koude Damp AAS met amalgaamsysteem. De instrumentele condities waren vergelijkbaar met in eerder onderzoek toegepaste instellingen (Van Hattum *et al.*, 1993, Ariese *et al.*, 1997).

Standaard PCB's en OCB's

Voor de analyse van de 7 standaard congenen van polychloorbiphenylen (PCB's) en organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB's), werd uitgegaan van een gemeenschappelijke

lijke extractie en opzuivering gevolgd door een fractionering, waarbij apolaire respectievelijk meer polaire verbindingen in twee afzonderlijke fracties gescheiden werden en aansluitende analyses met GC-ECD verricht werden. Circa 5-6 gram van de ontdooide homogenaten werden gedroogd met natriumsulfaat en gedurende 6 uur geëxtraheerd met 175 ml van een 10/90 (v/v) mengsel aceton/hexaan (Baker) in een Soxhlet opstelling. Na indampen in een Kuderna-Danish opstelling tot 8-10 ml werd in een subfractie van circa 1 ml van het extract het vetgewicht bepaald (gravimetrisch). Het restant van het extract werd nagedroogd met natriumsulfaat en na overname in iso-octaan ingedampt tot 1 ml en vervolgens met 15 ml petroleum-ether geëluëerd over een kolom gevuld met 2 g gedeactiveerde (15%) alumina. Het eluaat werd ingedampt tot 1 ml en aansluitend geëluëerd met 10 ml n-hexaan en 25 ml 10/90 (v/v) diethylether/n-pentane over een kolom gevuld met 3 g geactiveerde silica. In de eerste fractie van 10 ml n-hexaan werden de apolaire verbindingen verzameld, in de tweede fractie van 25 ml diethylether/n-pentane werden de polaire verbindingen verzameld. Beide fracties werden ingedampt tot 1 ml. De fracties werden overgenomen in 2 ml iso-octaan en na toevoeging van een interne standaard (2,4-dichloorbenzyl tetradecyl ether) en verder indampen tot 1 ml geïnjecteerd (splitless; 2 µl) in de gaschromatograaf (Hewlett Packard 50890A; HP Ultra-2 kolom: 50 m x 0.2 mm, filmdikte 0.33 µm; elektroneninvangdetectie). PCB's en apolaire OCB's werden in principe bepaald in de eerste fractie. Polaire OCB's werden bepaald in de tweede fractie. De instrumentele condities waren vergelijkbaar met eerder onderzoek (Van Hattum *et al.*, 1993; 1996; Ariese, 1996). Bij de als PCB 138 gerapporteerde concentraties is geen onderscheid gemaakt naar de eventuele bijdrage van de coëluërende congener PCB 163.

Vlakke PCB's: non- en mono-ortho gesubstitueerde congenen

Van de kuikens waarvan voldoende levermateriaal beschikbaar was (> 8 gram versgewicht) werd een drietal monsters (A, B en C) met een intermediair lichaamsgewicht (150-210 g) en een gemiddeld Σ 7PCB gehalte geselecteerd voor aanvullende analyses op vlakke PCB's. De voor de vlakke PCB's toegepaste methode is in detail beschreven in Leonards *et al.* (1997). Submonsters van de homogenaten (5-20 gram natgewicht) werden vooraf gevriesdroogd. Voorafgaand aan de Soxhlet extracties werden ¹³C gelabelde interne standaarden van de non-ortho gesubstitueerde congenen 77 en 126 toegevoegd. Na extractie met een dichloormethaan/hexaan (1/1) mengsel (100 ml; 6 uur) werd het extract ingedampt (Kuderna-Danish tot ca. 8-10 ml) en op een gecombineerde clean-up kolom gebracht, bestaande uit 2 gram alumina (5% gedeactiveerd met dubbel gedeïoniseerd water) en 10 gram silica (33% gedeactiveerd met zwavelzuur) en geëluëerd met een n-hexaan/diethylether mengsel (97/3; v/v). Na verwijdering van de voorloop (5 ml) werd het eluaat overgebracht op een silicakolom, geëluëerd met het n-hexaan/diethylether mengsel en ingedampt. De scheiding van de verschillende groepen congenen werd uitgevoerd met HPLC met een 2-(1-pyrenyl)ethyl-dimethylsilated kolom (Cosmosil 5 PYE, Nacalai Tesque, Kyoto, Japan) zoals beschreven door Leonards *et al.* (1995). Drie afzonderlijke fracties werden opgevangen. De eerste fractie bevatte de di-, tri- en tetra-ortho gesubstitueerde congenen. De tweede fractie bevatte de mono-ortho gesubstitueerde congenen. De non-ortho gesubstitueerde PCB's werden opgevangen in de derde fractie. Na toevoegen

van PCB congeneer 143 als interne standaard werden de fracties ingedampt, overgenomen in iso-octaan en ingedampt tot eindvolumina van 0,5 ml (2e fractie) en resp. 50 ml (3e fractie). De mono-ortho congenen werden geanalyseerd met GC-ECD. De non-ortho gesubstitueerde congenen werden geanalyseerd met GC-ITD (Varian Saturn II met Ion Trap Detection) met SIS-mode (selective ion storage). De waargenomen gehalten voor 77, 126 en 169 werden gecorrigeerd voor de recovery van de ¹³C gelabelde standaarden.

Kwaliteitsbewaking van analyses

Bij de bepaling van zware metalen werden procedurele blanco's en een gecertificeerd referentiemateriaal (vishomogenaat DOLT-1 van de NRCC, Canada) geanalyseerd en vergeleken met gecertificeerde gehalten. Detectiegrenzen werden zowel bij de zware metalen als bij de organische microverontreinigingen bepaald op basis van de variabiliteit van procedurele blanco's. In het kader van de kwaliteitsbewaking van de analyses van standaard PCB's, OCB's werden recovery-experimenten uitgevoerd en analyses van procedurele blanco's en interne controlemonsters (vis homogenaat). Recoverywaarden waren bevredigend (ca. 85-115%). De eindresultaten van standaard PCB's, OCB's zijn derhalve niet voor recovery gecorrigeerd. Op enkele monsters werd met behulp van GC-ITD een aanvullende bevestiging uitgevoerd op de identiteit van individuele isomeren van enkele bestrijdingsmiddelen: p,p'-DDE, Dieldrin, cis-heptachloorepoxide.

Dataverwerking

De gehalten zijn in deze rapportage gepresenteerd op basis van versgewicht (natgewicht), drooggewicht (metalen) en vetgewicht (organische verbindingen). In verband met mogelijke afrondingsfouten bij de omrekening van concentraties op natgewichts-basis naar b.v. droog- of vetgewichtsbasis of body-burdens, zijn de concentraties opgenomen in de tabellen in de bijlagen in een aantal gevallen weergegeven in meer dan 2 significante eenheden. Op grond van de herhaalbaarheid van de chemische analyses moet voor de verschillende parameters rekening gehouden worden met voor deze analyses gebruikelijke variatie-coëfficiënten van ca. 5-15%. Bij de non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB congenen zijn de concentraties daarnaast omgerekend naar equivalente dioxine (2,3,7,8-TCDD) concentraties (in deze rapportage aangegeven als Σ TCDD-TEQ). De hierbij gebruikte TEF-waarden (toxiciteitsequivalentfactoren) zijn ontleend aan de meest recente voorstellen van de WHO (WHO, 1997). Bij de interpretatie van op Σ TCDD-TEQ basis uitgedrukte gehalten en vergelijking met literatuurwaarden, dient beseft te worden, dat in de literatuur verschillende systemen in gebruik zijn geweest (Safe, 1990; Van Zorge *et al.*, 1989).

3. Resultaten en discussie

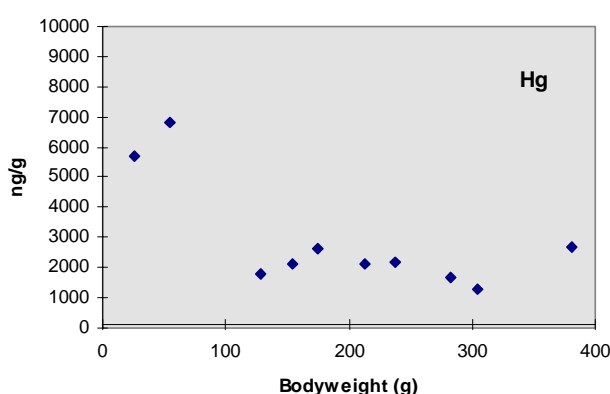
3.1 Microverontreinigingen in kuikens uit de Zwanewaterkolonie (1995)

De kuikens varieerden sterk in lichaamsgewicht, uiteenlopend van 26 tot 381 gram. Het gewicht van de vrij prepareerde levers (1.3 - 23 gram), was in een aantal gevallen, met name bij de jongste kuikens te gering voor routinematige analyse op alle componenten. Voor deze monsters is een geoptimaliseerde methode toegepast, met in verband met de geringe monsterhoeveelheid, in een aantal gevallen een verhoogde detectiegrens. In Tabel 1 en 2 is een samenvatting gegeven van de belangrijkste waarnemingen. De individuele gegevens, met bijbehorende veld en laboratorium codes zijn weergegeven in de Tabellen A1-A4 in de Bijlagen, en in verband met de interpretatie naar oplopend lichaamsgewicht geordend. Voor de meeste verbindingen (Hg, standaard PCB's, coplanaire PCB's, gechlореerde bestrijdingsmiddelen) werden de hoogste gehalten gevonden in de jongste kuikens (Fig. 1), hetgeen wijst op het belang van maternale overdracht van sommige stoffen en in een aantal gevallen op een aanzienlijke *in-ovo* belasting.

Tabel 1 Lichaamsgewicht en andere algemene gegevens

Parameter	Eenheid	X \pm SEM	SD	Range
Lichaamsgewicht (BW)	g	195 \pm 35	35	26 - 381
Levergewicht (LW)	g	13 \pm 2	8	1.3 - 23
RLI	LW/BW	0.07 \pm 0.04	0.01	0.05 - 0.08
Vetgehalte	%	4 \pm 0.4	1	2 - 5
Drooggewicht	%	26 \pm 1	2	22 - 28

X: gemiddelde; SEM: standaardafwijking van gemiddelde; SD: standaard deviatie; RLI: relatieve lever index.



Figuur 1 Kwik ($\mu\text{g/kg}$ drooggewicht) in levers van lepelaarkuikens uit het Zwanewater

Tabel 2 Concentraties microverontreinigingen in levers van lepelaarkuikens uit het Zwanenwater.

Stof	Eenheid	X ± SEM	SD	Range
Zware metalen	mg/kg dry wt. (n=10)			
Hg		2.9 ± 0.6	2.4	1.3 - 6.8
Cd		<0.02		<0.05 - .03
Pb		< 0.2		<0.2 - 0.8
Standaard PCBs	µg/kg wet wt (n=10)			
PCB-28		8 ± 2	6	1 - 17
PCB-52		<2 ± 2	5	<1 - 3
PCB-101		4 ± 1	3	1 - 12
PCB-118		31 ± 13	41	4 - 140
PCB-138		65 ± 23	72	8 - 230
PCB-153		105 ± 38	120	11 - 390
PCB-180		49 ± 18	56	4 - 180
Non-ortho PCBs	µg/kg wet wt (n=3)			
PCB-77		0.04 ± 0.01	0.02	0.03 - 0.06
PCB-126		0.41 ± 0.09	0.16	0.26 - 0.58
PCB-169		0.08 ± 0.02	0.04	0.05 - 0.12
Mono-ortho PCBs	µg/kg wet wt (n=3)			
PCB-105		9.3 ± 1.4	2.4	
PCB-114		3.8 ± 0.06	0.1	
PCB-118		31 ± 13	41	4 - 140
PCB-123		0.28 ± 0.04	0.07	
PCB-156		6.0 ± 1.2	2.1	
PCB-157		0.7 ± 0.1	0.3	
PCB-167		3.5 ± 0.7	1.3	2.6 - 5.0
PCB-189		0.13 ± 0.00	0.01	0.12 - 0.13
Σ 7 PCBs*	µg/kg wet wt. (n=10)	260 ± 92	290	25 - 960
Σ DO-PCBs	n=3	228 ± 80	250	20 - 815
Σ MO-PCBs	n=3	46 ± 6	10	38 - 57
Σ NO- PCBs	n=10	0.5 ± 0.1	0.2	0.3 - 0.8
Σ TCDD-EQ	ng/kg wet wt. (n=3)	46 ± 10	17	29 - 64

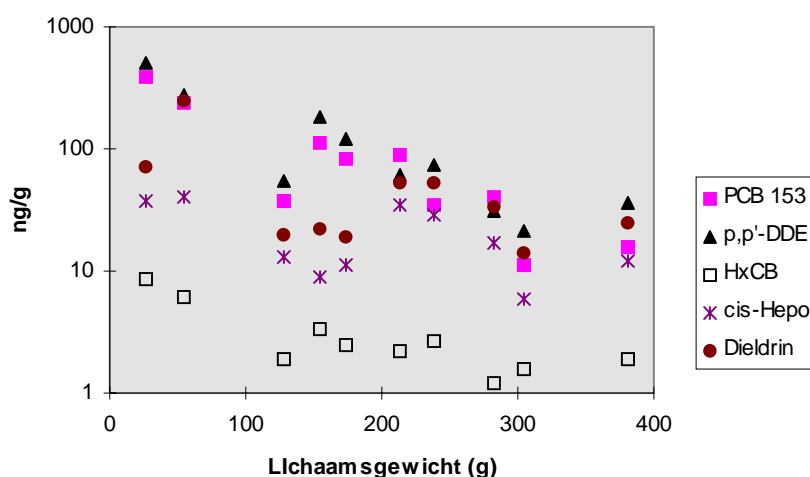
Tabel 2. (vervolg) Concentraties microverontreinigingen in levers van lepelaarkuikens uit het Zwanewater.

Stof	Eenheid	X ± SEM	SD	Range
Organochlor bestrijdingsmiddelen **	µg/kg wet wt. (n=10)			
pentachloorbenzeen		0.7 ± 0.2	0.5	0.2 - 1.7
hexachloorbenzeen		3.2 ± 0.8	2.4	1.2 - 8.7
dieldrin		56 ± 22	71	14 - 250
cis-heptachloorepoxide		21 ± 4	14	6 - 41
p,p'-DDT		0.14 ± 0.1	0.4	<0.1 - 1.2
p,p'-DDE		135 ± 48	151	21 - 500
p,p'-DDD		4 ± 1	4	< 3 - 8
Σ OCB		200 ± 60	220	36 - 760

X: gemiddelde; SEM: standaardafwijking van gemiddelde; SD: standaard deviatie

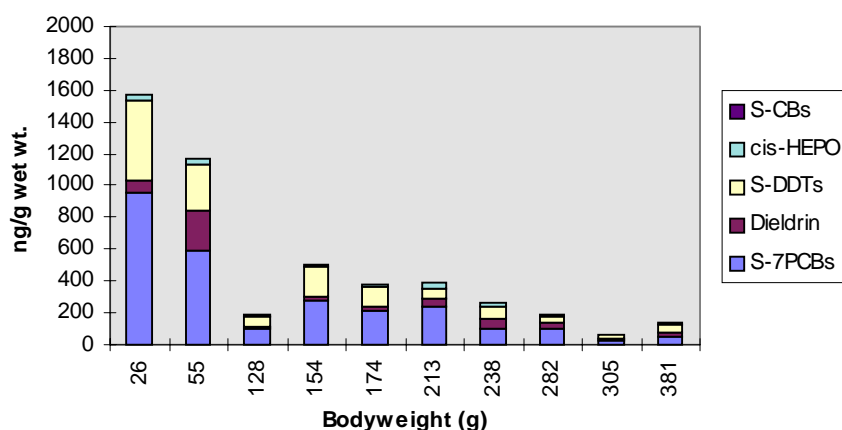
*Σ 7PCBs: som van 7 standaard congenen , DO: di-ortho gesubstitueerde congenen; MO: mono-ortho gesubstitueerde congenen; NO: non-ortho gesubstitueerde congenen; Σ TCDD-TEQ: som van 2,3,7,8-TCDD (dioxine) equivalente concentraties van non- en mono-ortho gesubstitueerde PCB's, berekend met de in 1997 door de WHO voorgestelde TEF waarden voor vogelstudies (Van den Berg *et al.*, 1997). ** verbindingen onder de detectiegrens zijn niet aangegeven: alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, heptachloor, octachloor, trans-heptachloorepoxide, endrin, octachloorsturen, o,p'-gesubstitueerde DDT analogen.

Bij de zware metalen werden Cd en Pb in het algemeen nauwelijks teruggevonden in de kuikens. Daarentegen werden in vrijwel alle kuikens duidelijk verhoogde Hg gehalten aangetroffen, oplopend tot 5 - 7 mg/kg drooggewicht in de vogels met een lichaams-gewicht onder de 100 gram.



Figuur 2. PCBs, en gechloreerde bestrijdingsmiddelen en omzettingsprodukten (µg/kg versgewicht) in levers van lepelaarkuikens uit het Zwanewater.

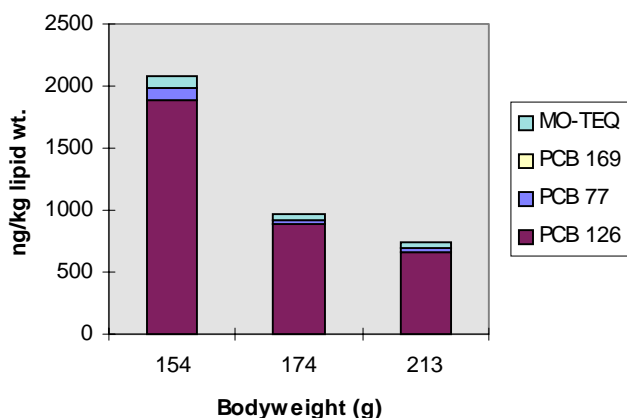
Ook bij de organische microverontreinigingen werden de hoogste gehalten in het algemeen teruggevonden in vogels met een relatief laag lichaamsgewicht (Fig. 2, Fig. 3). De totaal organochloorgehalten (Σ OCB + Σ PCB) liepen uiteen van 0.1 - 1.6 mg/kg op versgewichtsbasis (overeenkomend met 1 - 37 mg/kg op vetgewichtsbasis, Figuur 3, Tabel A-4). Binnen deze groep van verbindingen waren de PCB's in vrijwel alle gevallen dominant, gevolgd door DDT-verwante verbindingen (met name het omzettingproduct p,p'-DDE), dieldrin, cis-heptachloorepoxide (het omzettingsproduct van heptachloor) en penta- en hexachloorbenzeen. Van de overige geanalyseerde verbindingen werden in het algemeen geen concentraties boven de detectiegrens waargenomen: de lindaan verwante verbindingen (alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH), endrin, heptachloor en het de trans-isomeer van heptachloorepoxide, octachloorstureen, alsmede de o,p'-gesubstitueerde DDT analogen.



Figuur 3. Relatief aandeel van verschillende groepen van organochloorverbindingen ($\mu\text{g/kg}$ versgewicht) in lepelaarkuikens.

Afkortingen: S-7PCBs: som van 7 standaard PCB's; S-DDTs: som van DDT analogen; cis-HEPO: cis-heptachloorepoxide; S-CBs: som van penta- en hexachloorbenzeen

De p,p'-DDE gehalten zijn in de meeste gevallen vergelijkbaar met of in enkele gevallen soms hoger dan de gehalten van de meest dominante PCB congenen (PCB 153). In de meeste Nederlandse monitoringsstudies m.b.t. vissen, schelpdieren en aalscholvers (De Boer, 1995; Van Hattum *et al.*, 1996) worden in het algemeen veel lagere verhoudingen van DDT ten opzichte van PCB's waargenomen, hetgeen mogelijk duidt op opname in de overwinteringsgebieden. Op grond van op dit moment bekende gegevens, verblijft ca. 50% van de Nederlandse populatie in de wintermaanden in Mauretanië (pers. mededeling O. Overdijk). Jonge dieren zijn rond het vierde levensjaar geslachtsrijp en verblijven tot die tijd in de overwinteringsgebieden. Hierna keren zij terug naar de geboortegronden. Mogelijk dat de hoge belasting met DDE vooral plaats vindt in deze eerste 4 jaar.



Figuur 4. Dioxine equivalente concentraties (Σ TCDD-EQ, ng/kg lipid gewicht) van non-ortho gesubstitueerde PCBs (IUPAC nrs. 77, 126 en 169) en het totaal van de mono-ortho gesubstitueerde PCBs (MO-TEQ).

De aanwezigheid van de meest toxische PCB congenen (non- en mono-ortho gesubstitueerde PCBs) werd bestudeerd in een drietal kuikens met een intermediair lichaamsgewicht (150 - 210 g) en een gemiddeld Σ 7PCB gehalte (200 - 250 μ g/kg versgewicht). De absolute concentraties (versgewichtsbasis) van de meer toxische PCB's bedroegen 38 - 58 μ g/kg voor het totaal van de mono-ortho gesubstitueerde PCBs en 0.3 - 0.8 μ g/kg voor het totaal van de non-ortho gesubstitueerde PCBs. Uitgedrukt op basis van relatieve toxiciteit ten opzichte van de meest toxische dioxine verbindingen (2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine, TCDD), varieerden de dioxine equivalente concentraties (TCDD-EQ) van 29 - 64 ng/kg op versgewichtsbasis (740 - 2100 ng/kg op vetgewichtsbasis). Zoals in Fig. 4. aangegeven, worden ook voor deze verbindingen de hoogste gehalten gevonden in de dieren met een lager lichaamsgewicht, en lijkt ook hier sprake van een aanzienlijke maternale overdracht. De non-ortho PCBs hadden veruit de grootste bijdrage (94-96%) aan de TCDD-EQ met name PCB-126 (88 - 91%) en PCB-77 (3 - 5%).

PCB-153 wordt in het algemeen beschouwd als een stabiele indicator-congeneer, die bij de meeste soorten niet of nauwelijks wordt gemetaboliseerd, en als maat kan gelden voor de totale PCB belasting. PCB-126 is bij zoogdieren en vogels een van de meest toxische PCB's, slechts een factor 10-100 lager dan 2,3,7,8-TCDD (Ahlborg et al., 1994). De ratio van de concentraties van PCB-126 ten opzichte van PCB-153 is derhalve een maat voor de giftigheid van het in het lichaam aanwezige PCB mengsel. In Fig. 5 is een korte analyse gemaakt van het relatieve aandeel van de sterkst bijdragende toxische PCB congeneer (PCB-126) ten opzichte van PCB-153. Hieruit is te zien, dat niet alleen in absolute zin de hoogste PCB gehalten worden gevonden in de jongste kuikens, maar dat er ook sprake lijkt te zijn van een verschuiving van de samenstelling (en daarmee samenhangende giftigheid) van het mengsel van PCB congenen, met een toenemend aandeel van PCB-126 in de jongere vogels.

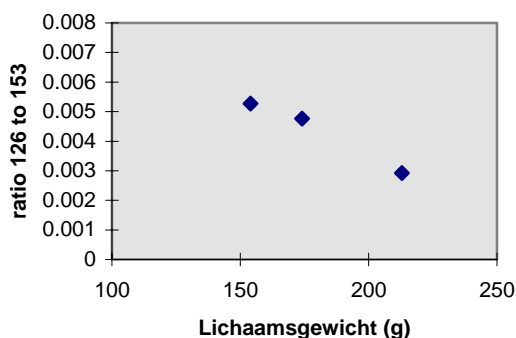


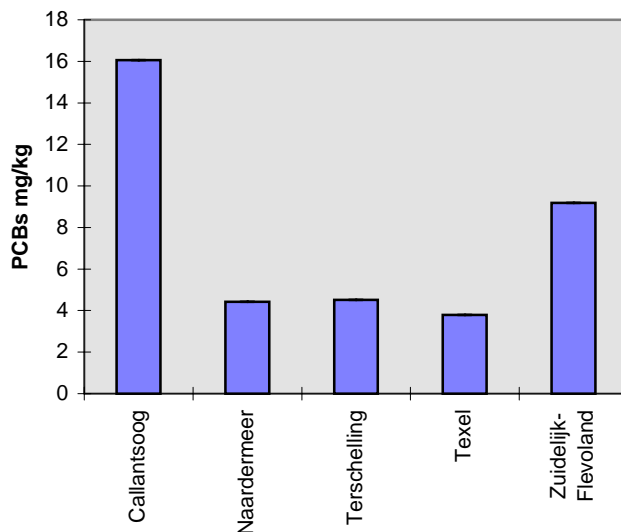
Fig. 5 *Aandeel van toxische PCB congenen in relatie tot lichaamsgewicht. Weergegeven zijn de verhouding van de concentratie van PCB-126 tot die van PCB-153 in relatie tot het lichaamsgewicht*

3.2 Vergelijking met historische gegevens uit de periode 1965-1975

In de periode 1965-1975 zijn onder auspiciën van de toenmalige Werkgroep Vogels en Zoogdieren (RIN-TNO) analyses uitgevoerd aan eieren en andere weefsels van een groot aantal soorten vogels. De resultaten zijn in het algemeen niet gerapporteerd in openbare en toegankelijke bronnen, maar in de vorm van correspondentie van de werkgroep aan terreinbeheerders en andere betrokkenen. Het in het archief van de SOVON aanwezige materiaal met betrekking tot lepelaars is door Ir. B. Voslamber verzameld en voor deze studie ter beschikking gesteld. In totaal waren van 53 eieren de gegevens beschikbaar. Een samenvatting van de gegevens is opgenomen in Bijlage A-5. De individuele gegevens zijn in spreadsheetvorm beschikbaar. Bij het verwerken van de gegevens is er vanuit gegaan dat alle gegevens gerapporteerd zijn op basis van versgewicht. Dit is in het oorspronkelijke bronmateriaal niet expliciet vermeld, maar was toen gebruikelijk. Bij de vergelijking van deze gegevens met de meer recente data, dient beseft te worden dat de gevoeligheid en betrouwbaarheid van de chemische analysemethoden in die tijd beperkt was ten opzichte van de op dit moment beschikbare methoden. Bij de op gaschromatografie gebaseerde methoden werd in de jaren zestig en zeventig gebruik gemaakt van gepakte kolommen, die slechts een beperkte scheiding toelieten van aanwezige componenten. Voor zover traceerbaar in het bronmateriaal, zijn de analyses meestal uitgevoerd door het laboratorium van het toenmalige CIVO-TNO, dat in die tijd als een internationaal gerenommeerd expertlaboratorium werd gezien.

In Figuur 6 zijn de gegevens met betrekking tot PCB's samengevat. Tussen de kolonies werden toen aanmerkelijke verschillen gevonden. In eieren uit de kolonies Zwanenwater (Callantsoog) en Zuidelijk Flevoland werden in de periode 1965-1975 de hoogste gehalten gevonden. De in 1995 gevonden levergehalten van PCB's in kuikens (0.02-1 mg/kg) liggen onder de toen waargenomen niveaus in eieren (alle eieren: 0.2- 40 mg/kg; koloniegemiddelde: 4 - 16 mg/kg versgewicht). De verwachte verschillen tussen

gehalten in eieren en ander weefsel in aanmerking nemend, en rekening houdend met de verschillen in betrouwbaarheid van de analysegegevens, lijken de gehalten minder sterk afgenomen, dan bijvoorbeeld geconstateerd bij aalscholvers uit de Biesbosch (Van Hattum et al., 1993)



Figuur 6. Samenvatting van totaal PCB gehalten (mg/kg versgewicht; gemiddelden en standaard afwijking van gemiddelde) in eieren uit verschillende lepelaar kolonies in de periode 1965-1975). Bron: gegevens uit SOVON-archief (zie Bijlage A-5).

Ook voor de gechloreerde bestrijdingsmiddelen liggen de gehalten in de kuikenlevers van 1995 (Σ OCB: 0.04 - 0.7 mg/kg versgewicht) lager dan de gehalten, waargenomen in de lepelaareieren uit jaren zestig en zeventig (Σ OCB: 0.1 - 51 mg/kg versgewicht). De recent waargenomen kwikgehalten (0.2 - 1.4 mg/kg versgewicht) liggen gelijk of hoger dan in de periode 1965-1975 waargenomen gehalten in eieren (0.2 - 0.6 mg/kg versgewicht). Samenvattend lijken de in 1995 in het Zwanewater waargenomen gehalten van PCB's en gechloreerde bestrijdingsmiddelen beduidend gedaald ten opzichte van de periode 1965 - 1975. De Hg gehalten daarentegen, lijken niet noemenswaardig afgenomen te zijn. De toen sterke onderlinge verschillen tussen kolonies, zullen waarschijnlijk ook op dit moment nog aanwezig zijn. De verschillen in geanalyseerde weefsels en de beperkte betrouwbaarheid van analysemethoden rond 1970 maken dat geen definitieve conclusies getrokken worden. Voor een betere vergelijking met het historische materiaal zou het nuttig zijn om in vervolgstudies ook eimateriaal van verschillende kolonies te betrekken.

3.3 Vergelijking met gegevens uit studies aan andere vogelsoorten

In Tabel 3 en 4 is een samenvatting gemaakt van in de literatuur beschreven gegevens. Vooraf zij opgemerkt, dat onderlinge vergelijking tussen verschillende studies vaak bemoeilijkt wordt door verschillen in onderzochte leeftijdsstadia (embryo, kuiken, juveniel, adult), weefsel of organen (b.v. lever, spier, ei homogenaat, eidooier),

verschillen in geanalyseerde PCB congenen (b.v. alleen individuele congenen, Σ totaal PCBs of Σ 7PCBs) en wijze van rapportage (vers-, vet- of drooggewicht). Om die reden ligt de nadruk op vergelijking met studies, waarin levers van jonge leeftijdsstadia zijn beoordeeld.

De Σ 7PCB gehalten in de grotere (> 100 g) lepelaarkuikens liggen ongeveer op het niveau van de gehalten in aalscholverkuikens uit het Brede Water, een goed functionerende referentie populatie, waarvan de ouderdieren voor een belangrijk deel in het kustgebied foerageren. De PCB gehalten in de jongste lepelaars liggen hier duidelijk boven en benaderen het niveau van gehalten waargenomen in aalscholverkuikens uit de sterk belaste Biesbosch-kolonie. In de studie van De Voogt et al. (1984) werden in het begin van de jaren '80 ongeveer vergelijkbare gehalten aan PCB-153 (op vetgewichtsbasis) gevonden in juveniele bonte strandlopers en kanoetstrandlopers.

De PCB gehalten op versgewichtsbasis in de lepelaarkuikens liggen in het algemeen onder waarden gevonden in eieren uit Nederlandse kolonies van b.v. meeuwen, sterns en aalscholvers. Ten opzichte van in de Donau-delta waargenomen PCB gehalten (drooggewicht) in eieren van verschillende soorten, komen de niveaus in de levers van de lepelaarkuikens ongeveer overeen met eigen gehalten in de blauwe reiger en de kwak; in eieren van de white pelican en aalscholvers uit de Donau-delta werden beduidend hogere gehalten gevonden.

Bij vergelijking met in eieren waargenomen gehalten, dient rekening gehouden te worden met het feit dat in eieren in het algemeen hogere gehalten gevonden worden. Op lipidbasis (vetgewicht) uitgedrukt, zijn de *in-ovo* gemeten gehalten vaak vergelijkbaar met de concentraties in de ouderdieren (Braune and Norstrom, 1989), die voor stoffen waarvan de gehalten met de leeftijd toenemen (zoals b.v. PCB's, DDE en Hg) soms zeer hoge concentraties kunnen bereiken. Door de hoge groeisnelheid van opgroeiende kuikens, vindt in de eerste weken vaak een 'verdunning' plaats van de concentraties die het gevolg zijn van maternale overdracht.

Het waargenomen patroon van toenemende gehalten bij de jongste kuikens, suggereert dat in de eieren waarschijnlijk nog hogere gehalten te verwachten zijn. Voor een verdere risico-evaluatie van de soort, is het mede om deze reden zinvol om ook onderzoek te doen aan uit verschillende kolonies afkomstige eieren.

De Hg gehalten liggen op het niveau van in andere Nederlandse studies waargenomen gehalten en zijn beduidend lager dan b.v. waarnemingen aan soorten uit het Middellandse Zee gebied. De hoge gehalten in de jongste kuikens wijzen op vermoedelijke hoger eigen gehalten met een aanzienlijke embryonale belasting aan Hg verbindingen.

Tabel 3. Vergelijking met literatuurwaarden voor gehalten van organische microverontreinigingen in vogels

Soort, locatie	Orgaan/ weefsel	Unit mg/kg	Σ PCBs.	Σ DDTs	Σ Drins	Ref.
Aalscholver						
- Biesbosch 92 - 94	ei	ww	10 - 40	.5 - 4.4	.2 - .6	(1)
- Biesbosch 94	lever	ww	0.5 - 1.5	0.05 - 0.17	.008-.01	
- Oude Venen 87	ei	ww	5 - 15	.6 - 3.1	< 0.03	
- Brede Water 92 - 94	ei	ww	5 - 18	0.7 - 2.5	.02-.08	
- Brede Water 94	lever	ww	0.07 - 0.3	0.01 - 0.03	.002-.01	
Amerikaanse geoorde aalscholver						
			<u>als PCB-118:</u>			(2)
- Green Bay (L. Mich)	ei	ww	0.7			
- Lake Superior	ei	ww	0.3			
- Lake Huron	ei	ww	0.5			
- L. Mountain Lake (Can)	ei	ww	0.1			(3)
Visdief						
- Green Bay (L. Mich)	ei	ww	11			(2)
			<u>als PCB-153:</u>			
- Haringvliet	ei-dooier	ww	19 - 69			(4)
- Zeewolde	ei-dooier	ww	0.1 - 6			(4)
- Saeftinge	ei	lw	13			(5)
Westerschelde						
			<u>als PCB-153:</u>			
- kokmeeuw (Saeft.)	ei	lw	1 - 20	0.02 - 0.1	0.1 - 0.6	(5)
- kokmeeuw (Zwin)	ei	lw	0.3 - 1.5			
- scholekster	ei	lw	5 - 15			
- grote stern	ei	lw	2 - 8			
- dwergstern	ei	lw	5			
Donau						
				<u>als p,p'-DDE</u>		(6)
- reiger	ei	drw	2.0	6.5		
- kwak	ei	drw	2.3	5.3		
- witte pelikaan	ei	drw	5.6	15		
- aalscholver	ei	drw	24	57		
Waddenzee (1982)						
			<u>als PCB-153</u>			(7)
- bonte strandloper (juv)	lever	lw	0.05 - 0.3			
- bonte strandloper (ad.)	lever	lw	0.2 - 1			
- kanoetstrandloper (juv)	lever	lw	0.2 - 0.4			
- kanoetstrandloper (ad.)	lever	lw	1.8 -6			
Lepelaar						
Zwanenwater 1995	lever	ww	0.02-0.9	0.02-0.5	.01-0.25	(8)
Zwanenwater 1967	ei	ww	4 - 40			(9)

Toelichting: ww= versgewicht (wet weight); lw= vetgewicht (lipid weight); drw= drooggewicht (dry weight). Referenties: (1): Van Hattum *et al.* (1993, 1996); (2) Yamashita *et al.* (1993); (3) Sanderson *et al.* (1994); (4) Bosveld (1995); (5) Stronkhorst *et al.* (1993); (6): Renzoni (1992); (7) De Voogt *et al.* (1984); (8) deze studie; (9) Gegevens archief SOVON (zie Tabel A-5)

Tabel 4 *Vergelijking met literatuurwaarden voor gehalten van Hg in verschillende vogelsoorten.*

Locatie/soort	Orgaan/weefsel/ leeftijd ¹	Hg mg/kg dry wt.	Hg mg/kg wet wt.	Ref.
Waddenzee (81-84)				Goede (1993)
Kanoetstrandloper	lever	4 - 6		
Bonte strandloper	lever	1 - 8 (10)		
Scholekster	lever	2 - 7		
	ei (eiwit)	1 - 5		
Noord-Holland 1995				
Kleine strandloper	lever	0.8 - 3.0		Van Hattum (1997)
Finmark (N) (1984)				Goede (1993)
Bonte strandloper	lever	0.5 - 3 (6)		
Westerschelde (1992)				Stronkhorst e.a. (1993)
Visdief	ei (incl. Dooier)		0.1 - 0.44	
NW Schotland (1988)				Stewart e.a. (1994)
Zeekoet	lever	5 - 40		
	spier	10 - 40		
Groenland				Dietz e.a. (1990)
11 soorten	lever		0.1 - 2.5	
S. Florida US (87-91)				Sundlof ea. (1994)
Grote blauwe reiger	lever		0.3 - 17	
Amerikaanse lepelaar	lever		0.2 - 6	
Middelاندse Zee (<1986)				
Kuhls pijlstormvogel	lever	49 - 74		Renzoni (1992)
Aalscholver	lever	38 - 284		
Geoorde fuut	lever	26 - 150		
Donau-Delta (<1992)				Renzoni (1992)
Wilde eend	egg		0.27	
Blauwe Reiger	egg		0.55	
Kwak	egg		0.96	
Aalscholver	egg		4.98	
Witte pelikaan	egg		3.55	
Aalscholver				
- Biesbosch 92 - 94	ei	1 - 9	0.1 - 0.4	Van Hattum e.a. (93, 96)
- Biesbosch 94	lever	2 - 4	0.1 - 0.2	
- Oude Venen 87	ei	2 - 6	0.2 - 0.3	
- Brede Water 92 - 94	ei	2 - 5	0.1 - 0.3	
- Brede Water 94	lever	2 - 3	0.1 - 0.2	
Lepelaar				
- Zwanenwater 1995	lever (kuikens)	1 - 7	0.2 - 1.5	Deze studie
- Zuidelijk Flevoland '71	ei		0.3 - 0.6	SOVON (Tabel A-4)

¹ Bij spier of lever-adult, tenzij anders vermeld

3.4 Vergelijking met risiconiveaus

De vertaling naar mogelijk risico's samenhangend met de waargenomen gehalten wordt bemoeilijkt, door het feit dat in het algemeen grote verschillen kunnen bestaan in intrinsieke gevoeligheid tussen soorten en leeftijdsstadia (Bosveld, 1995; Hoffman *et al.*, 1996). Daarnaast is veel van de effectgerichte kennis afgeleid uit laboratorium experimenten, die vaak niet eenduidig naar de veldsituatie zijn te vertalen. Van veel laboratoriumexperimenten zijn bijvoorbeeld alleen gegevens beschikbaar over de voedseldosering; gegevens met betrekking tot de interne dosis (gemeten lichaamsbelasting) is vaak afwezig. In Tabel 5. is een selectie aangegeven van in diverse reviews (Wolfe *et al.*, 1997; Hoffman *et al.*, 1996) samengevatte kritische grenzen.

De Hg gehalten in de lepelaarkuikens (0.2 - 1 mg/kg versgewicht) liggen in het algemeen onder de in Tabel 5. (op versgewichtsbasis) aangegeven effectniveaus voor een aantal meer gevoelige soorten watervogels (5 mg/kg wet weight), afgeleid uit experimenten, waarin in veel gevallen gebruik is gemaakt van gemethyleerde kwikverbindingen (Wolfe *et al.*, 1997). Gezien de te verwachten hoge gehalten in eieren, kan niet uitgesloten worden, dat de embryonale belasting van lepelaarkuikens op het niveau ligt waarbij in laboratorium experimenten met gevoelige soorten effecten zijn waargenomen. Door Becker *et al.* (1985) is indertijd een algemeen kritisch effect niveau voorgesteld voor Hg in eieren van watervogels van 0.5 mg/kg versgewicht). In studies van Becker *et al.* (1991) werden geen effecten op de reproductie van visdieren uit de Elbe waargenomen bij concentraties van 6 - 7 mg/kg versgewicht. De grote verschillen in niveaus waarbij effecten zijn gevonden in veld en laboratorium studies, worden onder meer toegeschreven aan verschillen in de speciatie (bindingsvorm) van het aanwezige Hg (met name de gemethyleerde vormen van Hg zijn sterk bioaccumulerend en toxisch) en in verschillen tussen soorten in detoxificatiemechanismen (Wolfe *et al.*, 1997). Meer informatie over de speciatie van de kwikverbindingen (aanwezigheid van methyl- en ethyl-Hg verbindingen) en de intrinsieke gevoeligheid van de lepelaar is nodig voor een betere beoordeling van de risico's van Hg.

De PCB gehalten in de lepelaarkuikens (0.02 - 0.96 mg/kg versgewicht) liggen in het algemeen onder het niveau, waarbij bij de meest gevoelige soorten (kuikens van hoendersoort White Leghorn) effecten op broedsucces en ontwikkeling van het embryo zijn waargenomen (1 - 25 mg/kg versgewicht). Uitgedrukt als equivalente dioxineconcentraties, liggen de gehalten in de levers van de lepelaarkuikens (29 - 64 ng/kg versgewicht) op het niveau waarbij embryo-mortaliteit is waargenomen bij de meest gevoelige soort (White Leghorn, 20 - 50 ng/kg in het ei), maar onder de effectniveaus voor eieren van minder gevoelige soorten (150 - 7000 ng/kg versgewicht). De PCB gehalten liggen onder het niveau (gemeten in eieren en embryodooierzakken) waarbij in recente Nederlandse studies effecten zijn waargenomen op broedsucces (aalscholvers) of biochemische parameters, zoals schildklierhormoonspiegels of leverenzymactiviteit in aalscholvers en visdieren (Dirksen *et al.*, 1995; Van den berg *et al.*, 1993; Bosveld, 1995; Murk, 1996). Tussen soorten bestaan grote verschillen in gevoeligheid voor PCB's (Hoffman *et al.*, 1996). Visetende soorten lijken in het algemeen minder gevoelig dan de kip (Bosveld, 1995). Bij soorten, zoals bijvoorbeeld de grote blauwe reiger en de zilvermeeuw zijn bij vergelijkbare of hogere

belastingniveaus geen effecten op de reproductie waargenomen, samenhangend ondermeer met verschillen in ontgiftingsmechanismen (biotransformatie) en aan- of afwezigheid van specifieke enzymesystemen of hormoontransportsystemen (Bosveld, 1995; Murk, 1996).

Tabel 5. Samenvatting van in de literatuur voorgestelde kritische grenzen voor PCB's, DDT, Dieldrin, dioxines en Hg in vogels

Stof/soort	Endpoint	Conc. mg/kg	Weefsel	Ref.
Hg				(1)
Visdief	EC, broedsucces	9 - 27	lever	
Grote Zilverreiger	EC, ziekte incidentie	7	lever	
IJsduiker	EC, broedsucces	3 - 50	lever	
Fazant	EC, broedsucces	0.5 - 1.5	ei	
Zilvermeeuw	NOEC, broedsucces	2 - 16	ei	
Watervogels	EC, major toxic effects	5	lever	
	LOEC, various toxic effects	1 - 4	ei	
Σ PCB's				
Kuikens, kip	EC, broedsucces	1 - 5	ei	(2)
Watervogels	EC, broedsucces	8 - 25	ei	
TCDD-EQ				(2)
		ng/kg		
Kuikens, kip	EC, embromortaliteit, teratogenesis	20 - 50	ei	
Reiger	EC, groei embryo's	150 - 250	ei	
Foster's stern	EC, embryotoxiciteit	600- 7300	ei	
Fazant	EC, embryo toxiciteit	1000	ei	
DDT				
Am. Zeearend	NOEAC, eischaaldikte	3.5	ei	(3)
visarend	EC, eischaaldikte (10-20% reductie)	2 - 9	ei	(4)
Dieldrin				
Am. Geoorde aalscholver	EC, reproductie	2-3	ei	(5)
Am. Zeearend	NOEC, reproductie, adult mortality	0.1	ei	(3)
div. soorten	effect level, mortaliteit	4-10	hersenen	(6)

Ontleend aan: (1) Wolfe *et al.* (1997), (2) Hoffman *et al.* (1996), (3) Giesy *et al.* (1995), (4) Wiemeyer *et al.*, (1984; 1988), (5) Potts (1968), en Peakall (1996)

Onvoldoende informatie over de intrinsieke gevoeligheid van de lepelaar, maakt dat in dit stadium geen definitieve conclusies getrokken kunnen worden over de afwezigheid van effecten van PCB's en verwante verbindingen. Aanvullend onderzoek (broedexperimenten met eieren uit kolonies met verschillende belasting, monitoring eischaaldikte en broedsucces in verschillende kolonies), zou meer inzicht kunnen verschaffen in biotransformatie-mechanismen, verstoring van enzym- en hormoonsystemen, en mogelijke effecten op de voortplanting.

In de literatuur over de effecten van DDT zijn voor tal van soorten, zoals o.a. de slechtvalk, wilde eend, kwartel, ringduif, en een N.Amerikaanse ransuilsoort (screech owl, *Otus asio*) effecten op de eischaaldikte, en het daarmee samenhangende broedsucces beschreven (IPCS, 1989). De gehalten in de levers van de lepelaarkuikens liggen onder het door Giesy *et al.* (1995) genoemde no-effect level van 3.5 mg/kg ww. voor eieren van de Amerikaanse zeearend.

In aanmerking nemend, dat de *in-ovo* belasting mogelijk hoger is dan de waargenomen gehalten, en in het licht van de eerder genoemde mogelijke blootstelling in trek- en overwinteringsgebieden, zou het aanbeveling verdienen om bij vervolgonderzoek aandacht te besteden aan de eischaaldikte in verschillende Nederlandse broedkolonies. Daarbij kan aangesloten worden bij de methodiek toegepast voor aalscholvers (Boudewijn en Dirksen, 1991 en 1995) en voorgesteld voor karakteristieke vogelsoorten in het uiterwaardengebied (Boudewijn en Groen, 1998).

De dieldrin gehalten (0.01 - 0.2 mg/kg versgewicht) liggen rond het door Giesy *et al* (1995) voor de Bald Eagle afgeleide NOEC niveau van 0.1 mg/kg (ei, versgewicht), maar ruim onder het niveau, waarbij in het veld effecten op kuifaalscholvers zijn waargenomen.

3.5 Bestrijdingsmiddelen in het Noord-Hollandse bloembollengebied

In het onderhavige onderzoek is de aandacht met betrekking tot de bestrijdingsmiddelen vooral gericht geweest op een aantal traditionele gechloreerde bestrijdingsmiddelen, die in Nederland vrijwel niet meer toegepast worden, maar op grond van milieu-eigenschappen (persistentie, bioaccumulatie) nog wel vaak in sediment en organismen aangetroffen kunnen worden. Voor de Zwanewater kolonie vormt de mogelijke blootstelling aan bestrijdingsmiddelen toegepast in de Noord-Hollandse bloembollenteelt nog een apart aandachtspunt. Ondanks de sterke reductie in het totale gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in Nederland, worden in de bloembollenteelt nog steeds aanzienlijke hoeveelheden toegepast, met name grondontsmettingsmiddelen. Schattingen van het gebruik in de sector in de periode 1990 - 1995 liepen uiteen van 50 - 350 kg/ha, afhankelijk van de teelt (Dröge *et al.*, 1996). Door de sector is onder andere inundatie, als milieuvriendelijk alternatief voorgesteld als alternatief voor het gebruik van grondontsmettingsmiddelen. Door Epema *et al.* (1996) is in opdracht van de Provincie Noord-Holland een risico-evaluatie uitgevoerd naar de mogelijke impact op deze geïnundeerde terreinen foeragerende watervogels. Een aantal mogelijk relevante verbindingen, op grond van milieu-eigenschappen (afbreekbaarheid, mobiliteit, bioaccumulatie) en toxiciteit geselecteerd uit een lijst van 90 kandidaatstoffen en beoordeeld in de studie van Epema *et al.* (1996), zijn samengevat in onderstaande tabel 6.

Tabel 6. Selectie van bestrijdingsmiddelen in de bloembollenteelt die mogelijk aanwezig kunnen zijn in foerageergebieden van de lepelaarkolonie in het Zwanenwater.

<i>diquat</i>	<i>maneb</i>	<i>captan</i>
<i>linuron</i>	<i>metalaxyl</i>	<i>cycloxidim</i>
<i>prochloraz</i>	<i>metamitron</i>	<i>fluazinam</i>
<i>tolclofomethyl</i>	<i>paraquat (dichloride)</i>	<i>vinclozolin</i>
<i>chlorprofam</i>	<i>permethrin</i>	<i>anorganisch kwik*</i>
<i>deltamethrin</i>	<i>asulam</i>	<i>gemethyleerd kwik*</i>
<i>furalaxyl</i>	<i>chloridazon</i>	
<i>carbendazim</i>	<i>zineb</i>	

Bron: ontleend aan Epema et al. (1996). Mogelijk relevant op grond van persistentie, bioaccumulatie en toxiciteit. * niet meer in gebruik als bestrijdingsmiddel, maar mogelijk aanwezig op grond van persistentie en historisch gebruik.

In een beperkt aanvullend analyseprogramma werden in prooiorganismen (watervlooien, muggelarven, oligochaeten) op de onder water staande velden met name Hg, toclofomethyl en in mindere mate chloorprofam, captan en vinclozolin aangetoond. Nadelige effecten voor de lepelaars kunnen in principe het gevolg zijn van directe effecten op mogelijke prooiorganismen (stekelbaars, ongewervelden), en van voedselketenoverdracht van deze stoffen. Relevante informatie voor een beoordeling voor dergelijke risico's is op dit moment niet aanwezig. Om deze reden wordt aanbevolen om aanvullend model- en veldonderzoek uit te voeren naar te verwachten gehalten van deze verbindingen in water, sediment, prooiorganismen en kadavers van in het gebied foeragerende lepelaars.

3.6 Slotopmerkingen

De waargenomen hoge gehalten in de kuikens met het laagste lichaamsgewicht, zouden -strikt genomen- mogelijk ook het gevolg kunnen zijn van groeiremming ten gevolge van effecten van verontreinigingen, in plaats van de hiervoor steeds genoemde groeiverdunning. Alhoewel dit minder waarschijnlijk lijkt, kan dit alleen op grond van aanvullend onderzoek vastgesteld worden.

Overleving van kuikens en overall broedsucces worden op dit moment niet systematisch geregistreerd. Bij sommige beheerders is de indruk aanwezig dat er aanmerkelijke verschillen zijn in broedsucces tussen de verschillende kolonies.

Meestal worden de soms hoge mortaliteit onder jongen van enkele dagen oud en de soms hoge aantallen niet uitgekomen eieren aan de weersomstandigheden toegeschreven (pers. mededeling O. Overdijk). Bij jongen ouder dan 10-15 dagen is de overleving in het algemeen veel gunstiger. Het is niet op voorhand uit te sluiten, dat eventuele effecten van verontreinigingen zich juist in de vroegste levensstadia manifesteren en bij adulte dieren niet meer tot expressie komen. Modelleren van blootstelling in verschillende leeftijdsfasen zou in dit opzicht meer duidelijkheid kunnen verschaffen.

Door het uitgebreide ringonderzoek aan lepelaars zijn van veel individuele lepelaars gegevens over leeftijd, geslacht en foerageergedrag bekend. Dit biedt aangrijpingspunten

voor nader onderzoek aan microverontreinigingen in bijvoorbeeld dood aangetroffen dieren en niet uitgekomen eieren. Bij de op dit moment benaderde beheerders is belangstelling voor vervolgonderzoek en bereidheid om aan dergelijk onderzoek mee te werken.

Voor een verdere onderbouwing van de voorlopige risicobeoordeling gegeven in deze studie zijn als relevante opties voor vervolgonderzoek aangegeven:

- systematisch onderzoek aan broedsucces (eischaaldikte, embryomortaliteit, overleving van kuikens en juvenielen)
- onderzoek aan gehalten in eieren en adulte lepelaars uit verschillende kolonies
- beoordeling van intrinsieke gevoeligheid van de soort, i.e. aan de hand van biochemische en fysiologische effecten in broedexperimenten in relatie tot blootstellingsniveaus of met behulp van in vitro-assays gebaseerd op van de lepelaar afkomstige cellijnen
- onderzoek naar gehalten in prooiorganismen in belangrijke foerageergebieden en overwinteringsgebieden in relatie tot biomagnificatie.
- gebiedsgericht onderzoek naar het voorkomen van specifieke bestrijdingsmiddelen in prooiorganismen en lepelaars
- onderzoek naar het aandeel van methykwikverbindingen

4. Conclusies en aanbevelingen

- Van de in dit onderzoek betrokken stoffen, zijn met name de gehalten van kwik en enkele organochloorverbindingen opvallend te noemen. Cadmium en Lood werden niet in significante hoeveelheden teruggevonden. In vrijwel alle kuikens werd Kwik aangetroffen, in concentraties vanaf 1.3 mg/kg oplopend tot 5-7 mg/kg (drooggewicht) in de jongste kuikens (met lichaamsgewicht < 100 g). Totaal organochloor gehalten liepen uiteen van 0.1 - 1.6 mg/kg (versgewichtsbasis).
- Binnen de groep van organochloorverbindingen, zijn met name de PCB gehalten dominant, gevolgd door p,p'-DDE (het belangrijkste omzettingsprodukt van DDT), dieldrin, cis-heptachloorepoxide (omzettingsprodukt van van heptachloor) en enkele chloorbenzeenverbindingen (penta- en hexachloorbenzeen). De soms relatief hoge gehalten aan DDT en dieldrin (stoffen die al sinds lang in Nederland verboden zijn) ten opzichte van PCB-153, doet vermoeden, dat mogelijk sprake is van blootstelling in trek- en/of overwinteringsgebieden.
- In een drietal onderzochte kuikens werden toxische PCB's aangetroffen (mono-ortho PCB's: 38-58 µg/kg; non-ortho PCB's: 0.3 - 0.8 µg/kg versgewicht), waarvan bij diverse vogelsoorten een dioxineachtig werkingsmechanisme is aangetoond. Uitgedrukt op dioxine equivalente basis bedroegen de TCDD-EQ concentraties: 29 - 64 µg/kg versgewicht). PCB-126 droeg het sterkst bij (88-91 % van TCDD-EQ) en lijkt via het ei overgedragen te worden.
- Voor vrijwel alle stoffen werden de hoogste gehalten in de jongere kuikens aangetroffen, hetgeen lijkt te duiden op een maternale overdracht van stoffen tijdens de aanmaak van de eieren. Daarnaast wijst dit op een mogelijk aanzienlijke *in-ovo* belasting tijdens de embryonale fase, die als relatief gevoelig voor effecten verontreinigende stoffen beschouwd moet worden. Een alternatieve verklaring, die uitgaat van groeiremming bij hoogbelaste kuikens, kan niet op voorhand worden uitgesloten. Mede in dit licht verdient het aanbeveling om bij voortgezet onderzoek ook de blootstelling en effecten in eieren te bestuderen.
- De Hg gehalten lagen op een niveau vergelijkbaar met in andere Nederlandse studies gevonden waarden in eieren en levers van verschillende vogelsoorten, maar zijn aanmerkelijk lager dan waarnemingen uit het Middellandse Zeegebied.
- Ten opzichte van beschikbare gegevens over gehalten in lepelaareieren in de periode 1965-1975 lijken de huidige niveaus aan PCB's en gechlloreerde bestrijdingsmiddelen gedaald. Daarentegen lijken de Hg gehalten op dit moment vergelijkbaar of hoger te liggen dan in het verleden waargenomen gehalten. Voor een goede vergelijking met historisch materiaal zijn analyses van niet uitgekomen eieren noodzakelijk.
- De PCB gehalten in de levers van de lepelaarkuikens liggen ruim onder de niveaus, die in eieren van verschillende vogelsoorten in Nederland zijn gevonden en onder gehalten gevonden in de lever van kuikens en adulte aalscholvers uit verontreinigde

gebieden (Biesbosch, Ketelmeer). In levermateriaal van aalscholverkuikens uit het Bredewater en juveniele kleine steltlopers uit de Waddenzee zijn vergelijkbare gehalten gevonden. Extrapolatie naar te verwachten gehalten in eieren lijkt aan te geven dat de lepelaars uit het Zwanenwater sterker belast zijn met verontreinigende stoffen dan reigerachtigen (kwak en blauwe reiger) in de Donau-Delta. Voor een goede vergelijking met literatuurwaarden, is het van belang om ook over de blootstellingsniveaus van eieren en adulte lepelaars te kunnen beschikken.

- Een definitieve beoordeling van ecotoxicologische risico's is niet goed mogelijk door de grote variatie in gevoeligheid tussen soorten en stoffen en door het ontbreken van informatie over de intrinsieke gevoeligheid van de lepelaar. Een tentatieve vergelijking met voor andere soorten afgeleide risicogrenzen, laat zien dat in de meeste gevallen de gehalten in de lepelaarkuikens onder deze grenzen liggen. Echter in een aantal gevallen lijkt de marge relatief gering (Hg, PCB's, dieldrin) met name voor de jongste levensstadia.
- De risico's van het gebruik van (niet in deze studie meegenomen) bestrijdingsmiddelen in de bloembollenteelt in de kop van Noord-Holland voor prooiorganismen en in de omgeving foeragerende lepelaars van de Zwanenwaterkolonie kunnen op dit moment niet goed ingeschat worden. Aanvullend model- en veldonderzoek gericht op specifieke stoffen kan hierover meer informatie verschaffen.
- Voor een verdere onderbouwing van de in deze studie gegeven voorlopige risicobeoordeling zijn diverse relevante opties voor vervolgonderzoek aangegeven:
 - * vergelijkend veldonderzoek in verschillende broedkolonies m.b.t. embryomortaliteit, broedsucces, gehalten in eieren en adulte lepelaars.
 - * gebiedsgericht onderzoek naar bestrijdingsmiddelen en specifieke stoffen in prooiorganismen in foerageer en overwinteringsgebieden.
 - * beoordeling van intrinsieke gevoeligheid van de soort met behulp van in vitro-assays.

5. Referenties

- Ahlborg U.G. Becking, G.C. Birnbaum, L.S. Brouwer, A. Derks, H.J.G.M. Feeley, M. Golor, G. Hanberg, A., Larsen, J.C. Liem, A.K.D. Safe, S.H. Schlatter, C. Waern, F. Younes, M. Yrjanheikki, E. 1994. Toxic Equivalency Factors for Dioxin-Like PCBs - Report on a WHO-ECEH and IPCS Consultation, December 1993. *Chemosphere*. 28:1049-1067.
- Ankley, G.T., Niemi, G.J., Lodge, K.B., Harris, H.J., Beaver, D.L., Tillitt, D.E., Schwartz, T.R., Giesy, J.P., Jones, P.D., and Hagley, C. (1993): Uptake of planar polychlorinated biphenyls and 2 3 7 8- substituted polychlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins by birds nesting in the lower fox river and green bay wisconsin usa. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 24:332-344.
- Anonymus (1997). *Lepelaars in de lage landen - graadmeters voor natuurontwikkeling en waterbeheer. Symposiumverslag 14 Mei, lelystad*. Actie Rapport nr. 13. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Auman, H.J., Ludwig, J.P., Summer, C.L., Verbrugge, D.A., Froese, K.L., Colborn, T., and Giesy, J.P. (1997): Pcb's, dde, ddt, and tcdd-eq in two species of albatross on sand island, midway atoll, north pacific ocean. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 16:498-504.
- Ballschmiter, K. and M. Zell (1980). Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary Gas Chromatography. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 302, 20-31.
- Becker, P.H., C. Koepff, W.A. heidemann and A. Bütke (1985). Schadstoffe in gelegen von Brutvögeln der Deutsche Nordseeküste. II Quecksilber. *J. Ornithol.* 126, 253-262.
- Boon, J.P., J.P. Eygenraam, J.M. Everaarts and J.C. Duinker (1989)> A structure-activity relationship (SAR) approach towards metabolism of PCBs in marine animals from different trphic levels *Marine Environmental Research*, 27, 159-176.
- Bosveld, A.T.C., J. Gradener, M. van Kampen, A.J. Murk, E.H.G. Evers and M. van den Berg (1993). Occurrence and effects of PCBs, PCDDs and PCDFs in hatchlings of the common tern (*Sterna Hirundo*). *Chemosphere*, submitted for publication.
- Bosveld, A.T.C., M. van den Berg and R.M.C. Theelen (1992). Assessment of the EROD-inducing potency of eleven 2,3,7,8- substituted PCDD/Fs and three coplanar PCBs in the chick embryo. *Chemosphere*, in press.
- Boudewijn, T.J. en Groen, N.M. (1998). Projektplan voor onderzoek naar de mogelijke effecten van contaminanten in uiterwaarden op vogels. Bureau Waardenbrug BV, Culemborg.
- Boudewijn, T.J. en S. Dirksen (1991). Monitoring van biologische effecten van verontrei-niging: aalscholvers in de Dordtsche Biesbosch en op de Ventjagersplaten in 1992. Bureau Waardenburg BV, Culemborg.
- Boudewijn, T.J. en S. Dirksen (1995). Monitoring van biologische effecten van verontreinigin-gen op het broedsucces van aalscholvers in de Dordtsche Biesbosch, de Ventjagerplaten en het Brede Water in 1994. Bureau Waardenburg B.V., Culemborg.
- Braune, B.M. and Norstrom, R.J. (1989): Dynamics of organochlorine compounds in herring gulls.III. Tissue distribution and bioaccumulation in Lake Ontario gulls. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:957-968.
- Brunström, B. and L. Andersson (1988). Toxicity and ERID inducing potency of coplanar polychlorinated biphenyls (PCBs) in chick embryos. *Arch. Toxicol.* 62, 263-264.
- De Boer, J. (1995).- Analysis and biomonitoring of complex mixtures of persistent halogenated micro-contaminants. Thesis. Vrije Universiteit, Amsterdam.

- De Boer, J., C.J.N. Stronck, W.A. Traag and J. van der Meer (1993). Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. *Chemosphere* 26, 1823-1842.
- De Voogt, P., J.C.. Klamer, A.A. Goede en H. Govers (1984). Accumulation of compounds in waders from the Dutch Wadden Sea. Rapport nr. R-85/7. Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Den Besten, P. (1993). Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Rijkswaterstaat RIZA / Directie Zuid-Holland, Lelystad/Rotterdam.
- Den Boer, T (1997). Van exploitatie naar bescherming. In: Anonymus (1997). *Lepelaars in de lage landen - graadmeters voor natuurontwikkeling en waterbeheer. Symposiumverslag 14 Mei, lelystad*. Actie Rapport nr. 13. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Denneman, W. (1993). Milieukwaliteit en aandachtsoorten - chemische milieukwaliteit als habitatvariabele voor de kerkuil en de lepelaar. *Landschap*, 10, 3-14.
- Dietz et al. (1990). Organic mercury in Greenland birds and mammals. *Sci. Tot. Environ.* 95: 41-51.
- Dirksen, S., T.J. Boudwijn, L.K. Slager, R.G. Mes, M.J.M. van Schaick and P. de Voogt (1995). Reduced breeding success of cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in relation to persistent organochlorine pollution of aquatic habitats in the Netherlands. *Environ. Pollut.* 88, 119-132.
- Dröge, S. (1996). Gezondheidsrisico's voor omwonenden van bloembollenbedrijven door bestrijdingsmiddelengebruik. Gemeenschappelijke Gezondheids Dienst Noord- en Zuid-Holland, Haarlem.
- Epema, O.J., R. Steen, J.W. Wegener, A.G.M. van Hattum (1996). Ecotoxicologische aspecten van geïnundeerde bloembollenpercelen. IVM-R96/06, VU Boekhandel/Uitgeverij, Amsterdam, 75 p.
- Furness, R.W., Thompson, D.R., and Becker, P.H. (1995): Spatial and temporal variation in mercury contamination of seabirds in the North Sea. *Helgolaender Meeresuntersuchungen*, 49:605-615.
- Gaag, M.A. van de, M. van de Berg, A. Brouwer, S. Dirksen, T.J. Boudewijn and G. van Urk (1991). Impaired breeding success of some cormorant populations in The Netherlands: the net tightens around compounds with dioxin-like effects. In: De Wit, J.A.W. *et al.* (eds.). The Effects of midropollutants on components of the Rhine ecosystem. Report No. 35-1991. Project Ecological Rehabilitation of the River Rhine, RIZA, Lelystad. p. 71-77.
- Giesy, J.P., Bowerman, W.W., Mora, M.A., Verbrugge, D.A., Othoudt, R.A., Newsted, J.L., Summer, C.L., Aulerich, R.J., Bursian, S.J., Ludwig, J.P., Dawson, G.A., Kubiak, T.J., Best, D.A., and Tillitt, D.E. (1995): Contaminants in fishes from great lakes-influenced sections and above dams of three michigan rivers: III. Implications for helath of bald eagles. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 29:309-321.
- Giesy, J.P., Ludwig, J.P., and Tillitt, D.E. (1994): Deformities in birds of the great lakes region. *Environmental Science & Technology*, 28:128a-135a.
- Goede, A.A. (1985). Mercury, selenium, arsenic and zinc in waders from the Dutch Wadden Sea. *Environmental Pollution*, 37, 287-309
- Goede, A.A. (1993). Selenium in marine waders. Proefschrift. Technische Universiteit Delft.
- Hendriks, A.J., H. Pieters (1993). Monitoring concentrations of microcontaminants in aquatic organisms in the Rhine Delta: a comparison with reference values. *Chemosphere* 26, 817-836.

- Hoffman, D.J., C.P.Rice, and T.J.Kubiak (1996): PCBs and Dioxins in Birds. In: Environmental Contaminants in Wildlife - Interpreting Tissue Concentrations, edited by W.N. Beyer, *et al*, pp. 165-207. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- IPCS (1989). DDT and its Derivatives - Environmental Aspects. Environmental Health Criteria 83. World Health Organisation, Geneva.
- Jones, P.D., Giesy, J.P., Newsted, J.L., Verbrugge, D.A., Ludwig, J.P., Ludwig, M.E., Auman, H.J., Crawford, R., Tillitt, D.E., and *Et al* (1994): Accumulation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin equivalents by double-crested cormorant (*phalacrocorax auritus*, *pelecaniformes*) chicks in the north american great lakes. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 27:192-209.
- Jones, P.D., Hannah, D.J., Buckland, S.J., Day, P.J., Leathem, S.V., Porter, L.J., Auman, H.J., Sanderson, J.T., Summer, C., Ludwig, J.P., Colborn, T.L., and Giesy, J.P. (1996): Persistent synthetic chlorinated hydrocarbons in albatross tissue samples from midway atoll. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 15:1793-1800.
- Jonkers, D.A. and J.W. Everts (1992). Seaworthy. Derivation of micropollutant risk levels for the North Sea and Wadden Sea. Publicatiereeks Gebiedsgericht beleid nr. 1992/3. Ministry of Housing, Physical Planning and the Environment and Ministry of Transport, Public Works and Water Management. The Hague, Leidschendam, The Ne-therlands.
- Kemper, J.H. (1996): Role of the three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* L. in the food ecology of the spoonbill *Platalea leucorodia*. *Behaviour* 132(15-16).1995.1285-1299., -16). 1995. 1285-1299
- Larson, J.M., Karasov, W.H., Sileo, L., Stromborg, K.L., Hanbidge, B.A., Giesy, J.P., Jones, P.D., Tillitt, D.E., and Verbrugge, D.A. (1996): Reproductive success, developmental anomalies, and environmental contaminants in double-crested cormorants (*phalacrocorax auritus*). *Environmental Toxicology & Chemistry*, 15:553-559.
- Larsson, P., S. Hamsin and L. Okla. (1991). Factors determining the uptake of persistent pollutants in an eel population (*Anguilla anguilla* L.). *Environ. Pollut.* 69, 39-50.
- Leonards P.E.G., T.H. de Vries, W. Minnaard, S. Stuijtzand, P. de Voogt, W.P. Cofino, N.M. van Straalen and B. van Hattum (1995). Assessment of experimental data on PCB-induced reproduction inhibition in mink, based on an isomer- and congener-specific approach using 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin toxic equivalency. *Environ. Toxicol. Chem.* 14, 639-652.
- Leonards P.E.G., Y. Zierikzee, U.A.Th. Brinkman, W.P.C. Cofino, N.M. Van Straalen and B. Van Hattum (1997). The selective dietary accumulation of planar polychlorinated biphenyls in the otter (*Lutra lutra*). *Environ. Toxicol.Chem.* 16):1807-1815.
- Leonards, P.E.G. (1997). PCBs in mustelids - analysis, food chain transfer and critical levels. Thesis. Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Leonards, P.E.G., B. van Hattum, W.P. Cofino en U.A.Th. Brinkman (1993). The assessment of planar, mono-ortho and di-ortho substituted PCB congeners in different organs and tissues of polecats (*Mustela putorius* L) from the Nether-lands. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13, 129-142.
- Ludwig, J.P., Auman, H.J., Kurita, H., Ludwig, M.E., Campbell, L.M., Giesy, J.P., Tillitt, D.E., Jones, P., Yamashita, N., Tanabe, S., and Tatsukawa, R. (1993): Caspian tern reproduction in the saginaw bay ecosystem following a 100-year flood event. *Journal of Great Lakes Research*, 19:96-108.

- Ludwig, J.P., Giesy, J.P., Summer, C.L., Bowerman, W., Aulerich, R., Bursian, S., Auman, H.J., Jones, P.D., Williams, L.L., and *Et al* (1993): A comparison of water quality criteria for the great lakes based on human and wildlife health. *Journal of Great Lakes Research*, 19:789-807.
- Ludwig, J.P., Kurita Matsuba, H., Auman, H.J., Ludwig, M.E., Summer, C.L., Giesy, J.P., Tillitt, D.E., and Jones, P.D. (1996): Deformities, pcbs, and tcdd-equivalents in double-crested cormorants (*phalacrocorax auritus*) and caspian terns (*hydroprogne caspia*) of the upper great lakes 1986-1991: testing a cause- effect hypothesis. *Journal of Great Lakes Research*, 22:172-197.
- Luttik, R., Romijn, C.A.F.M., and Canton, J.H. (1993). Presentation of a general algorithm to include secondary poisoning in effect assessment. *Sci. Total Environ. (Supplement, Part-2)*, 1491-500.
- Ministerie Landbouw en Visserij (1989). De otter in perspectief: een perspectief voor de otter. Herstelplan Leefgebieden Otter. Directie Natuur, Milieu en Faunabeheer. Den Haag.
- Ministerie Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1991). Notitie milieukwaliteitsdoel-stellingen bodem en water. Kamerstukken II, 1990-1991, 21 990 nr. 1.
- Monteiro, L.R. and Furness, R.W. (1995): Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 80:851-870.
- Monteiro, L.R., Furness, R.W., and Del Nevo, A.J. (1995): Mercury levels in seabirds from the Azores, Mid-North Atlantic Ocean. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 28:304-309.
- Mowrer, J. K. As-wald, G. Burgermeis-ter, L. Ma-chado and J. Tarradellas (1982). PCB in a Lake Geneva eco-system. *Am-bio* 11, 355-358.
- Murk A.J., Legler J., Denison M.S., Giesy J.P., Vandeguchte C., Brouwer A. (1996). Chemical-activated luciferase gene expression (CALUX) - a novel in vitro bioassay for ah receptor active compounds in sediments and pore water. *Fund. Appl. Toxicol.* 33(1):149-160.
- Murk A.J., Leonards PEG., Bulder A.S., Jonas A.S., Rozemeijer MJC., Denison M.S., Koeman J.H., Brouwer A. (1997). The CALUX (chemical-activated luciferase expression) assay adapted and validated for measuring tcdd equivalents in blood plasma. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(8):1583-1589.
- Niimi, A.J. and B.G. Oliver (1989). Distribution of polychlorinated biphenyl congeners and other halocarbons in whole fish and muscle among Lake Ontario salmonids. *Environ. Sci. Technol.* 23, 83-88.
- Oliver, B.G. and A.J. Niimi (1988). Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environmental Science and Technology* 22, 388-397.
- Ommering, G.en J. Walter (1994). Sootsbeschermingsplan Lepelaar. Ministerie van LNV, Den Haag
- Peakall, D.B. (1996). Dieldrin and other cyclodiene pesticides in wildlife. In: *Environmental Contaminants in Wildlife - Interpreting Tissue Concentrations*, edited by W.N. Beyer, *et al*, pp. 73-97. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Potts G.R. (1968). Success of eggs of the shag on the Farne Islands, Northumberland, in relation to their content of dieldrin and p,p'-DDE. *Nature* 217: 1282-1284.
- Powell, D.C., Aulerich, R.J., Meadows, J.C., Tillitt, D.E., Stromberg, K.L., Kubiak, T.J., Giesy, J.P., and Bursian, S.J. (1997): Organochlorine contaminants in double-crested cormorants from green bay, wisconsin: ii. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 32:316-322.

- Renzone et al. (1986). Comparison between concentrations of mercury and other contaminants in eggs and tissues of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* collected on Atlantic and Mediterranean islands. Environ. Pollut. (A) 40: 17-35.
- Renzone, A. (1992). Problems of bioaccumulation in fish-eating birds from the Mediterranean. In: Walker, C.H. and R.R. Livingstone eds. (1992). Persistent pollutants in marine ecosystems. SETAC Special Publication Series, Pergamon Press, Oxford (UK). p. 195-209.
- RIVO (1992). Visserijonderzoek Jaarverslag 1991. Rijksinstituut voor Visserijonderzoek, Instituut voor Visserijproducten en Landbouw Economisch Instituut, IJmuiden. p. 18-32.
- RIZA (1991). Biologische monitoring zoete rijkswateren. Notanr. 91.039, Rijkswaterstaat, RIZA, Lelystad.
- Romijn, C.A.F.M., R. Luttik, D. v.d. Meent, W. Slooff and J.H. Canton (1991). Presentation and analysis of a general algorithm for risk assessment on secondary poisoning. Report. No. 67102002. RIVM, Bilthoven.
- Safe, S. (1990). Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzo-furans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). Critical Reviews in Toxicology 21, 51-88.
- Sanderson et al. (1994). Biological effects of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in double crested cormorant chicks. J. Toxicol. Environ. Health 41: 247-265.
- Schaick, M. van en P. de Voogt (1989). Gehalten van PCB congenere in eieren en braakmonsters van Nederlandse aalscholvers. Rapport nr. W-89/173. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Slooff, W., J.A.M. Oers, and D. de Zwart (1986). Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment. Environ. Toxicol. Chem. 5, 841-852.
- Smit, M., P.E.G. Leonards, A.J. Murk, A.W.J.J. de Jongh, B. van Hattum, (1996). Development of Otter-based Quality Objectives for PCBs (DOQOP). ISBN-90-5383-528-8. IVM-R96/11, Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit. Amsterdam, 170 p
- Sokal, R.R. and F.J. Rohlf (1987). Biometry - the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and Co., New York (USA).
- Spalding, M.G., Bjork, R.D., Powell, G.V.N., and Sundlof, S.F. (1994): Mercury and cause of death in great white herons. Journal of Wildlife Management, 58:735-739.
- Statistical Graphics Corporation (1987). Statgraphics version 2.6 - statistical graphics system users guide. Statistical Graphics Corporation, Rockville, MD.
- Stewart, F.M., Thompson, D.R., Furness, R.W., and Harrison, N. (1994): Seasonal variation in heavy metal levels in tissues of common guillemots, *Uria aalge* from Northwest Scotland. Archives of Environmental Contamination & Toxicology, 27:168-175.
- Stortelder, P.B.M., M.A. van der Gaag en L.A. van der Kooij (1989). Kansen voor waterorganismen - een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstellingen voor water en waterbodem. DBW-RIZA notanr. 89.016a, Rijkswaterstaat, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Lelystad.
- Stronkhorst, J., T. Ysebaert, F. Smedes, P. Meininger, S. Dirksen, and T. Boudewijn (1993). Contaminants in eggs of some waterbirds species from the Schelde estuary. Marine Pollution Bulletin, 26, 572-578.
- S. F. Sundlof, M. G. Spalding, J. D. Wentworth, and C. K. Steible (1994). Mercury in livers of wading birds (Ciconiiformes) in southern Florida. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27 (3):299-305.

- Thomann, R.V., Connolly, J.P. and T.F. Parkerton (1992). An equilibrium model of organic chemical accumulation in aquatic food webs with sediment interaction. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11, 615-630.
- Tillitt *et al.* (1992). Polychlorinated biphenyl residues and egg mortality in double-crested cormorants from the Great Lakes. *Environm. Toxicol. Chem.* 11, 1281-1288.
- Tillitt, D.E., G.T. Ankley, D.A. Verbrugge, J.P. Giesy, J.P. Ludwig and T.J. Kubiak (1991). H411E Rat hepatoma cell bioassay-derive 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin equivalents in colonial fish-eating waterbird eggs from the Great Lake. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21, 91-101.
- Tillitt, D.E., Gale, R.W., Meadows, J.C., Zajicek, J.L., Peterman, P.H., Heaton, S.N., Jones, P.D., Bursian, S.J., Kubiak, T.J., Giesy, J.P., and Aulerich, R.J. (1996): Dietary exposure of mink to carp from saginaw bay. *Environmental Science & Technology*, 30:283-291.
- Valk, F. van der, H. Pieters and R.C. Wegman (1989). Bioaccumulation in yellow eel (*Anguilla anguilla*) and perch (*Perca fluviatilis*) from the Dutch branches of the Rhine - mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons. Publications and reports of the project 'Ecological Rehabilitation of the River Rhine', No. 7, RIZA, Lelystad, The Netherlands.
- Van den Berg, M., B.L.H.J. Craane, T. Sinnige, I.J. Lutke--Schipholt, B. Spenkelink, and A. Brouwer (1992). The Use of Biochemical Parameters in Comparative Toxicological Studies with the Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in the Netherlands. *Chemosphere* 25, 1265-1270.
- Van Hattum, B., S. Dirksen (1992). Microverontreinigingen in blankvoorns en schelp-dieren uit de Maas en Maasplassen. Report nr. 3 "Project ecological rehabilitation of the river Meuse. Rijkswaterstaat, RIZA, Arnhem.
- Van Hattum, B., G. Korthals, P. Leonards, M. Smit en A. de Jongh (1992). Biologische monitoring van PCB's in een voormalige otterbiotoop, Oude Venen (Friesland). Rapport nr. 92/04. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Van Hattum, B., I. Burgers, K. Swart, A. van der Horst, J.W. Wegener, P. Leonards, M. Rijkeboer en P. den Besten (1996). Biomonitoring van microverontreinigingen in het Hollandsch Diep, De Dordtsche en de Brabantsche Biesbosch. Rapport nr. E-96/12. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit. Amsterdam
- Van Hattum, B., P. Leonards, I. Burgers en B. van der Horst (1993). Microverontreinigingen in organismen uit de Nieuwe Merwede en de Dordtsche Biesbosch - Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Rapport nr. E-92/19. Instituut Voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit. Amsterdam.
- Van Hattum, B. (1997). Ongepubliceerde gegevens uit onderzoek in opdracht van Provincie Noord-Holland. IVM, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Van Zorge, J.A., J.H. van Wijnen, R.M.C. Theelen, K. Olie and M. van den Berg (1989). Assessment of the toxicity of mixtures of halogenated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans by use of toxicity equivalence factors (TEF). *Chemosphere* 19, 1881-1895.
- Voogt, P. de, D.E. Wells, L. Reuthergard and U.A.Th. Brinkman (1990). Biological activity, determination and occurrence of planar, mono- and di-ortho PCBs. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 40, 1-46.
- Voslamber, B. (1996): Effects of water level management and grazing on fish eating birds. *Levende.Natuur*.97(1), 4-10 (in Dutch).
- Voslamber, B. (1996): History of the Dutch Spoonbill *Platalea leucorodia* breeding population, 1961-1993. *Limosa*.67(3).1994.89-94., -94.

- Wegener, J.W.M., M. van Schaick and H. Aiking (1992). Active biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons by means of mosses. *Environ. Pollut.* 76, 15-18.
- Wegener, J.W.M., P. Overweg, H. Aiking en H. Govers (1988). Project Integratie Milieu Metingen 1987: Hoekse Waard en Flakkee. Rapport nr. R-88/17. Instituut Voor Milieu-vraagstukken, Vrije Universiteit., Amsterdam.
- Werkgroep Toxiciteitsequivalentfactoren (1990). Voorstel toxiciteitsequivalentiefactoren PCB's. Werkgroep Toxiciteitsequivalentiefactoren, Ministerie VROM, Leidschen-dam.
- WHO (1997). Draft report on the meeting on the derivation of toxic equivalency factors (TEFs) for PCBsm PCDDs, PCDFs and other dioxin-like compounds for humans and wildlife. June 15-18, 1977, Stockholm, Sweden.
- Wintermans, G. en E. Wymenga (1996). *Voedsel voor lepelaars. Knelpunten, oplossingsrichtingen en aanbevelingen voor de inrichting en het beheer van voedselgebieden van Lepelaars*. A&W Rapport nr. 124. Altenburg en Wymenga, Veenwouden.
- Wiemeyer, S.N. et al. (1984). Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury residues in bald eagles 1969-1979 and their relationships to eggshell thinning and reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 529-549.
- Wiemeyer, S.N. et al. (1988). Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury in opsrey eggs 1970-1979 and their relationships to eggshell thinning and reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 767-787.
- Wolfe, M.F. et al., (1997). Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 146-160.
- Yamashita, N., S. Tanabe, J.P. Ludwig, H. Kurita, M.E. Ludwig and R. Tatsukawa (1993). Embryonic abnormalities and organochlorine contamination in double crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and Caspian terns (*Hydroprogne caspia*) from the upper Great Lakes in 1988. *Environmental Pollution* 79; 163-173.

BIJLAGEN*Tabel A.1 Basisgegevens, droog- en vetge wichtspercentages, en gehalten aan zware metalen in lepelaarkuikens uit het Zwanewater.*

	IVM-code nummer Veldcodes	Individuele. Kuikens									
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
		300LV006 no.6	300LV009 no.8	300LV003 no.3	300LV004 no.4	300LV010 no.9	300LV005 no.5	300LV008 no.7a	300LV001 no.1	300LV007 no.7	300LV002 no.2
Bodyweight (g)		25.9	54.9	128	154	174.1	213	238.2	282	304.5	381
Liverweight (g)		1.3	3.8	9.6	8.9	10.5	14.3	16.8	23.2	22.9	21.4
RLI		0.05	0.07	0.07	0.06	0.06	0.07	0.07	0.08	0.08	0.06
Borstspier (g)		1.9	1	1.8	2.9	10.2	3.2	5.6	4.9	8.5	4.5
Droog gewicht (%)		26%	24%	28%	22%	25%	27%	27%	26%	26%	26%
Vetgewicht (%)	(Hex/Ac)	4.10%	3.00%	2.30%	3.10%	4.50%	3.90%	4.10%	3.50%	4.40%	3.60%
Vetgewicht (%)	(DCM/Pent)				5.20%	4.20%	5.00%				
Zware metalen	(mg/kg drooggewicht)										
Hg		5.7	6.8	1.8	2.1	2.6	2.1	2.2	1.7	1.3	2.7
Cd		< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.01	< 0.01	0.03	< 0.01	< 0.01
Pb		< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	0.8	< 0.2	< 0.2

RLI: relatieve lever index (bodyweight/liverweight). De individuele kuikens zijn weergegeven in volgorde van toenemend lichaamsgewicht.

Tabel A.2 PCBs in levers van lepelaarkuikens uit het Zwanenwater

		Individuele. Kuikens									
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Bodyweight (g)		25.9	54.9	128	154	174.1	213	238.2	282	304.5	381
Lipid wt (%)		4.1%	3.0%	2.3%	3.1%	4.5%	3.9%	4.1%	3.5%	4.4%	3.6%
Standaard PCBs	µg/kg wet wt										
PCB-28		4	16	1	4	3	2	17	1	1	12
PCB-52		< 1	1	< 1	< 15	< 1	1	2	< 1	< 1	2
PCB-101		12	6	3	4	4	4	2	2	1	2
PCB-118		140	56	15	27	21	19	12	10	5	6
PCB-138		390	240	38	110	84	89	35	40	11	16
PCB-153		230	160	27	64	49	53	24	25	8	11
PCB-180		180	110	16	56	38	49	13	21	4	6
Non-ortho PCBs	µg/kg wet wt										
PCB-77					0.1	0.0	0.0				
PCB-126					0.6	0.4	0.3				
PCB-169					0.1	0.1	0.1				
Mono-ortho PCBs	µg/kg wet wt										
PCB-105					12.0	8.6	7.4				
PCB-114					3.9	3.7	3.8				
PCB-118					27	21	19				
PCB-123					0.4	0.2	0.2				
PCB-156					8.3	5.2	4.4				
PCB-157					1.0	0.7	0.5				
PCB-167					5.0	3.1	2.6				
PCB-189					0.1	0.1	0.1				

Tabel A.3 Organochloorbestrijdingsmiddelen ($\mu\text{g/kg}$ versgewicht) en omzettingsproducten in levers van lepelaarkuikens uit het Zwanewater.

	Individuele. Kuikens									
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Bodyweight (g)	25.9	54.9	128	154	174.1	213	238.2	282	304.5	381
Lipid wt (%)	4.1%	3.0%	2.3%	3.1%	4.5%	3.9%	4.1%	3.5%	4.4%	3.6%
Chloorbenzenen										
pentachloorbenzeen	1.7	1.1	0.16	0.77	0.5	0.7	0.6	0.32	0.38	0.51
hexachloorbenzeen	8.7	6.2	1.9	3.4	2.5	2.2	2.7	1.2	1.6	1.9
DDT-analogen										
o,p'-DDE	< 0.09	< 0.05	< 0.09	< 0.09	< 0.08	< 0.04	< 0.04	< 0.05	< 0.05	< 0.05
p,p'-DDE	500	280	54	180	120	62	73	31	21	36
o,p'-DDD	< 45	< 17	< 29	< 29	< 25	< 15	< 17	< 17	< 17	< 18
p,p'-DDD	1.2	7.9	< 2.5	1.5	7.2	7.18	5.2	6.74	< 2.9	4.5
o,p'-DDT	< 0.34	< 0.19	< 0.34	< 0.33	< 0.32	< 0.16	< 0.16	< 0.19	< 0.19	< 0.21
p,p'-DDT	1.2	< 0.05	< 0.09	0.69	< 0.08	< 0.04	< 0.04	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Drins										
dieldrin	71	250	20	22	19	52	52	34	14	25
endrin	< 45	< 26	< 29	< 29	< 31	< 15	< 17	< 17	< 17	< 18
HCHs (Lindaan)										
alfa-HCH	< 1.9	< 0.69	< 1.2	< 2.2	< 1.2	< 0.57	< 0.56	< 1.1	< 0.66	< 0.74
beta-HCH	< 19	< 14	< 4.5	< 1.4	< 1.6	< 7.9	< 7.1	< 8	< 7.4	< 8.8
gamma-HCH	< 10	< 6.9	< 2.6	< 6	< 5.2	< 3.4	< 4.3	< 4.3	< 5.1	< 5
Chlordane-verwante verb.										
Heptachloor	< 0.22	< 1.9	< 0.21	< 0.21	< 0.2	< 0.1	< 0.1	< 0.12	< 0.12	< 0.13
cis-heptachloorepoxide	38	41	13	9	11	35	29	17	5.9	12
trans-heptachloorepoxide	< 0.09	< 0.05	< 0.09	< 0.09	< 0.08	< 0.04	< 0.04	< 0.05	< 4.11	< 0.05
Overig										
octachloorstryreen	< 0.02	< 0.01	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01

Tabel A.4 Samenvatting van gehalten aan gechloreerde verbindingen (PCBs, Drins, Chloorbenzenen en DDT verwante verbindingen) in levers van lepelaarkuikens uit het Zwanenwater.

		Individuele.	Kuikens								
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Bodyweight (g)		25.9	54.9	128	154	174.1	213	238.2	282	304.5	381
Lipid wt (%)		4.1%	3.0%	2.3%	3.1%	4.5%	3.9%	4.1%	3.5%	4.4%	3.6%
Σ 7 PCBs*	µg/kg versgewicht.	955	589	99	250	198	216	106	98	25	56
Σ DO-PCBs	"	815	533	84	223	177	197	94	88	21	49
Σ MO-PCBs	"				58	43	38				
Σ NO- PCBs	"				0.8	0.5	0.3				
Σ PCB-TEQ	ng/kg versgewicht.				64	29	42				
Σ Drins	µg/kg versgewicht	71	250	20	22	19	52	52	34	14	25
Σ CBs	"	10	7	2	4	3	3	3	2	2	2
Σ DDTs	"	502	288	54	182	127	69	78	38	21	41
Σ OCBs	"	584	545	76	208	149	124	134	73	37	68
Σ 7 PCBs	µg/kg vetgewicht	23110	19393	4324	8117	4358	5466	2546	2824	573	1541
Σ PCB-TEQ	µg/kg vetgewicht				2.1	0.74	0.96				
Σ OCBs	µg/kg vetgewicht	14127	17950	3332	6768	3293	3142	3218	2107	836	1886

* Σ 7PCBs: som van 7 standaard congenen , DO: di-ortho gesubstitueerde congenen; MO: mono-ortho gesubstitueerde congenen; NO: non-ortho gesubstitueerde congenen; Σ PCB-TEQ: som van 2,3,7,8-TCDD (dioxine) equivalente concentraties van non- en mono-ortho gesubstitueerde PCBs, bekend met de in 1997 door de WHO voorgestelde TEF waarden voor vogelstudies (Van den Berg *et al.*, 1997). Σ Drins: som van dieldrin en endrin; Σ CBs: som van chloorbenzenen; Σ DDTs: som van DDT-analogen; Σ OCBs: som van alle organochloorverbindingen.

Bijlage A-5 Samenvatting van gegevens uit periode 1965-1975 in het archief van SOVON.

*Samenvatting gehalten microverontreinigingen in eieren (mg/kg ww) uit Nederlandse Lepelaarkolonies, periode 1965-1975. Gemiddeld over alle kolonies en jaren**

	Mean	Std. Error of Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum	N
PCBs	7.0	1.1	8.4	0.27	40	53
pp-DDE/D	2.8	.8	6.2	0.08	32	53
DDT	0.97	.4	2.4	0.01	10	30
TDE	1.5	.6	3.4	0.01	13	31
Dieldrin	0.20	0.02	0.20	0.03	1.1	46
Endrin	0.04	0.005	0.007	0.04	0.05	2
HCB	0.1	0.02	0.12	0.01	0.62	36
Hg	0.44	0.03	0.12	0.22	0.62	14

Mean+ gemiddelde concentratie; Std. error of mean = standaard afwijking van gemiddelde; St. deviation = standaardafwijking; N = aantal eieren

Samenvatting temporele variatie PCB gehalten in eieren (mg/kg ww) uit Lepelaarkolonies periode 1967-1975. Gemiddeld over alle kolonies

Datum	Mean	Std. Error of Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum	N
1967	9.9	3.2	12.6	1.0	40	16
1970	0.74	0.16	0.39	0.27	1.3	6
1971	8.2	1.9	7.0	2.1	22	14
1972	5.0	1.2	2.8	1.7	9.1	5
1973	4.7	0.7	2.4	1.8	8	11
1974	13	.	.	13	13	1
Total	6.9	1.1	8.4	0.27	40	53

Samenvatting ruimtelijke variatie van PCB gehalten in eieren (mg/kg ww) uit Lepelaarkolonies periode 1967-1975. Gemiddeld over alle jaren

Locatie	Mean	Std. Error of Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum	N
Callantsoog	16	5	15	4	40	8
Naardermeer	4.4	1.2	5.0	0.49	21	18
Terschelling	4.5	0.9	3.3	1.0	10	12
Texel	3.8	1.9	4.7	0.27	13	6
Zuidelijk-Flevoland	9.2	2.1	6.2	3.3	22	9
Total	6.9	1.1	8.4	0.27	40	53

Bronnen:

SOVON-Archief, Brief van D. Jonckers Werkgroep Vogels en Zoogdieren (RIN-TNO) aan E. Poorter RIJP, Lelystad, d.d. 25-4-1973; R 45172/Jo

Sovon-Archief, A. Timmerman Azn. "Verslag van de werkzaamheden en resultaten m.b.t. het populatie-onderzoek aan vogels en zoogdieren in 1970", Werkgroep Vogels en Zoogdieren CNB/TNO, geen datum, geen plaats

SOVON-Archief, Brief van D. Jonckers Adeling Ornithologie RIN, Werkgroep Vogels en Zoogdieren (RIN-TNO) aan E. Poorter RIJP, Lelystad, d.d. 8-11-1973; R 46272/DJ

SOVON-Archief, Brief van D. Jonckers Adeling Ornithologie RIN, Werkgroep Vogels en Zoogdieren (RIN-TNO) aan H.J. van Petersen, West-Terschelling, d.d. 10-8-1973, R.45796

SOVON-Archief, Brief van D. Jonckers Adeling Ornithologie RIN, Werkgroep Vogels en Zoogdieren (RIN-TNO) aan E. Poorter RIJP, Lelystad, d.d. 25-7-1975; R 49930/Jo/R

SOVON-Archief, Brief van D. Jonckers Adeling Ornithologie RIN, Werkgroep Vogels en Zoogdieren (RIN-TNO) aan H.J. van Petersen, West-Terschelling, d.d. 24-4-1973, R.45170/Jo

SOVON-Archief, Brief van D. Jonckers Adeling Ornithologie RIN, Werkgroep Vogels en Zoogdieren (RIN-TNO) aan E. Poorter, Leiderdorp, d.d. 15-6-1971; R 40378/J

SOVON-Archief, Brief van D. Jonckers Adeling Ornithologie RIN, Werkgroep Vogels en Zoogdieren (RIN-TNO) aan M.C. Stoepker (Staatsbosbeheer), Den Burg, Texel, d.d. 28-7-1975; R 49928/Jo/R.

Sovon-Archief, CIVO, Monsterlijst en Tabel met resultaten, Kenmerk R40129; geen verdere gegevens.

Tabel-I, SOVON-Archief, Herkomst onbekend; geen verdere gegevens